

**SORSIEN JA KALOJEN VÄLINEN RAVINTOKILPAILU – KALOJEN
VAIKUTUS VESISSELKÄRANGATTOMIIN.**

Heikki Holmén
Pro gradu -tutkielma
Helsingin yliopisto
Metsätieteiden laitos
Metsäekologia
2014



Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Laitos — Institution — Department Metsätieteiden laitos	
Tekijä — Författare — Author Heikki Holmén			
Työn nimi — Arbetets titel — Title Sorsien ja kalojen välinen ravintokilpailu – kalojen vaikutus vesiselkärangattomiin.			
Oppiaine — Läroämne — Subject Metsäekologia			
Työn laji — Arbetets art — Level Pro gradu -tutkielma		Aika — Datum — Month and year Huhtikuu 2014	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 43 s.
Tiivistelmä — Referat — Abstract <p>Monen ulkoisesti mainiolta vaikuttavan riistakosteikon lintutiheydet voivat olla vaatimattomia. Kosteikkojen suunnittelussa ja kunnostamisessa onkin syytä huomioida mitä veden pinnan alla tapahtuu. Useat vesilinnut ja kalat käyttävät ravinnokseen vesiselkärangattomia ja esiintyessään samassa elinympäristössä ne käyvät ravintokilpailua. Linnuille saatavilla olevan ravinnon riittävyys on yksi toimivan riistakosteikon elinehdoista.</p> <p>Työssäni tutkin kalojen vaikutusta vesiselkärangattomiin. Tutkimukseni avulla tietämys vesiselkärangattomia ravinnokseen käyttävien lintujen ravinnon saatavuuteen lisääntyy. Tavoitteena on tuottaa tietoa, jota voidaan soveltaa uusien riistakosteikkojen suunnitteluun, sekä jo olemassa olevien kosteikkojen hoidossa. Tulosten avulla voidaan pyrkiä muuttamaan kosteikkojen ravintotilannetta suotuisammaksi linnuille ja luoda niille parempia pesimä- ja poikueympäristöjä.</p> <p>Karussa ja rakenteeltaan yksikertaisessa ympäristössä tarkastelen kalojen vaikutusta vesiselkärangattomien biomassaan ja yhteisön kokoluokkajakaumaan. Kokoluokkajakaumista tarkastelen koko yhteisön jakaumien lisäksi erikseen sukeltajien (Dytiscidae) jakaumaa. Rehevien ja kalaisten kohteiden tuloksista tutkin elinympäristön rakenteellisuuden vaikutusta vesiselkärangattomien biomassaan ja kokoluokkajakaumaan. Ravinteisuuden vaikutusta vesiselkärangattomiin tarkastelen vertaamalla kalattoman rehevän kohteen tuloksia ja kalattomien karujen vesien tuloksiin.</p> <p>Kalat rajoittavat vesiselkärangattomien määriä, minkä perusteella oletan, että kalaisilla vesillä vesiselkärangattomien biomassa on pienempi verrattuna kalattomiin vesiin. Kalojen puuttumisen uskon suosivan suurikokoisia vesiselkärangattomia, kuten sukeltajia. Rakenteellisesti monipuolisessa elinympäristössä odotan avoimen ympäristön vesiselkärangattomien biomassan olevan pienempi ja suurten vesiselkärangattomien määrän vähäisempi verrattuna tiheän kasvuston ympäristöön. Vesiselkärangattomien biomassan oletan olevan suurempi rehevillä vesillä verrattuna karuihin kohteisiin.</p> <p>Tutkimuksen tulosten mukaan pysyvä kalakanta vaikuttaa vesialueen vesiselkärangattomien biomassaan vähentävästi. Kalojen vaikutus on riippumaton vesistön ravinteisuudesta. Kalojen puuttumisesta hyötyvät muut vesiselkärangattomia ravinnokseen käyttävät eläimet, kuten sorsalinnut. Tulokset osoittavat myös, että rakenteeltaan monimuotoisessa elinympäristössä, kasvillisuuspeitteisillä alueilla vesiselkärangattomien biomassa on suurempi kuin avoimen veden alueilla.</p> <p>Kalat vähentävät sorsien käyttämää vesiselkärangattomien määrää. Näin ollen kosteikat on perusteltua pyrkiä pitämään kalattomina. Näin parannetaan sorsalintujen elin- ja poikueympäristön laatua. Mikäli kosteikon pitäminen kalattomana on mahdotonta, voidaan ravintotilannetta luoda sorsille edullisemmaksi kasvillisuuden avulla. Kasvillisuuspeitteisillä alueilla vesiselkärangattomien runsaus on avoimen veden alueita suurempi, johtuen kasvillisuuden vesiselkärangattomille antamasta suojasta ja ravinnosta.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords Elinympäristön rakenne, sorsat, ravintokilpailu, vesiselkärangattomat, kosteikko			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Työtä ohjasivat yliopiston lehtorit: Petri Nummi ja Veli-Matti Väänänen			

SISÄLLYS

1.	JOHDANTO	6
2.	SORSIEN ELINYMPÄRISTÖVALINTAAN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT	7
3.	KALOJEN JA VESILINTUJEN VÄLISISTÄ SUHTEISTA	8
4.	KALOJEN JA SORSIEN VÄLINEN RAVINTOKILPAILU	9
4.1.	ELINYMPÄRISTÖN RAKENTEEN VAIKUTUS KALOJEN JA SORSIEN VÄLISEEN RAVINTOKILPAILUUN	9
4.2.	KALOJEN EPÄSUORAT VAIKUTUKSET RAVINTOKILPAILUUN	9
4.3.	KALOJEN PUOLISUKELTAJASORSIEN VÄLINEN RAVINTOKILPAILU	10
4.4.	KALOJEN JA SUKELTAJASORSIEN VÄLINEN RAVINTOKILPAILU: ESIMERKKINÄ AHVEN JA TELKKÄ	11
4.4.1.	Ahvenen vaikutus telkän esiintymiseen	11
4.4.2.	Telkkä ja ahven ravintokilpailijoina.....	12
4.4.3.	Veden happamuuden vaikutus telkän ja ahvenen väliseen ravintokilpailuun	13
5.	KALOJEN VAIKUTUS VESISELKÄRANGATTOMIIN	14
5.1.	VESISELKÄRANGATONYHTEISÖJEN LUOKITTELU	14
5.2.	KALAT VESISELKÄRANGATTOMIEN SAALISTAJINA	15
6.	TUTKIMUKSEN TAVOITTEET JA TUTKIMUSKYSYMYKSET	16
7.	AINEISTO JA MENETELMÄT	17
7.1.	MENETELMÄT	17
7.1.1.	Vesiselkärangattomat	17
7.1.2.	Biomassaindeksi.....	18
7.1.3.	Tilastolliset menetelmät	18
7.2.	TUTKIMUSALUEET.....	19
7.2.1.	Maaninka.....	19
7.2.2.	Nuoksio	19
7.2.3.	Likolampi	20
8.	TULOKSET	20
8.1.	VESISELKÄRANGATTOMIEN BIOMASSAINDEKSIT.....	20

8.1.1.	Maaninka.....	22
8.1.2.	Nuoksio	22
8.1.3.	Likolampi	22
8.2.	VESISELKÄRANGATTOMIEN KOKOJAKAUMAT	23
8.2.1.	Maaninka.....	23
8.2.2.	Nuoksio	23
8.2.3.	Nuoksion sukeltajien (Dytiscidae) kokoluokkajakaumat.....	24
8.2.4.	Kalattomat kohteet	25
8.2.5.	Kalattomien kohteiden sukeltajien (Dytiscidae) kokoluokkajakaumat .	26
8.2.6.	Maanigan kortteikkojen kokoluokkajakaumat suhteessa kalattomien kohteiden jakaumiin.....	27
9.	TULOSTEN TARKASTELU	28
9.1.	VESISELKÄRANGATTOMIEN BIOMASSA	28
9.1.1.	Ravinteisuuden vaikutus vesiselkärangattomien biomassaan.....	28
9.1.2.	Elinympäristön rakenteen vaikutus vesiselkärangattomien biomassaan	29
9.1.3.	Kalakannan vaikutus vesiselkärangattomien biomassaan.....	29
9.2.	VESISELKÄRANGATTOMIEN KOKOLUOKKAJAKAUMAT.....	30
9.2.1.	Elinympäristön rakenteen vaikutus vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumiin.....	30
9.2.2.	Kalakannan vaikutus vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumiin karuilla kohteilla.....	30
9.2.3.	Ravinteisuuden vaikutus vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumiin kalattomilla kohteilla.....	31
9.2.4.	Maanigan kortteikkojen kokoluokkajakaumat suhteessa kalattomien kohteiden jakaumiin.	31
9.3.	AINEISTON VIRHELÄHTEET.....	32
10.	JOHTOPÄÄTÖKSET JA SOVELLUKSET	32
10.1.	KALOJEN JA ELINYMPÄRISTÖN RAKENTEEN VAIKUTUS VESISELKÄRANGATONYHTEISÖÖN.....	32
10.1.1.	Biomassa	32
10.1.2.	Kokoluokkajakauma	34
10.2.	KÄYTÄNNÖN SOVELLUKSET.....	34

11. KIITOKSET	36
LÄHTEET	37

KUVA- JA TAULUKKOLUETTELO

KUVA 1. MAANINGAN KOHTEIDEN VESISELKÄRANGATTOMIEN KOKOLUOKKAJAKAUMA/PYYDYS.	23
KUVA 2. NUUKSION KOHTEIDEN VESISELKÄRANGATTOMIEN KOKOLUOKKAJAKAUMA KPL/PYYDYS.	24
KUVA 3. NUUKSION KOHTEIDEN SUKELTAJIEN (DYTISCIDAE) KOKOLUOKKAJAKAUMA KPL/PYYDYS.	25
KUVA 4. KALATTOMIEN KOHTEIDEN VESISELKÄRANGATTOMIEN KOKOLUOKKAJAKAUMA KPL/PYYDYS.	26
KUVA 5. KALATTOMIEN KOHTEIDEN SUKELTAJIEN (DYTISCIDAE) KOKOLUOKKAJAKAUMA KPL/PYYDYS.	27
KUVA 6. KALATTOMIEN KOHTEIDEN VESISELKÄRANGATTOMIEN KOKOLUOKKAJAKAUMA KPL/PYYDYS.	28
TAULUKKO 1. TUTKIMUSKOHTEIDEN BIOMASSAINDEKSIT PYYDYS/VRK	21

1. JOHDANTO

Vesilintujen tarvitsemien vesialueiden tyyppi ja rakenne vaihtelevat vuodenaikojen mukaan. Monet sisävesien linnut voivat talvehtia meren tai suurten makeiden vesien rannoilla. Pesimäaikaisen elinympäristön valinta tehdään poikastuoton kannalta tärkeiden tekijöiden perusteella. Kosteikot ovat luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita ympäristöjä ja arvokkaita elinympäristöjä monille vesilinnuille.

Sorsalinnuille (Anatidae) niillä on erityinen merkitys poikastuotantoalueina.

Kosteikoilla on myös vesiensuojelullista merkitystä. Ne sitovat valuma-alueelta kiintoainesta ja ravinteita ja näin ollen vähentävät rehevöitymistä niiden alapuolisissa vesistöissä, kuten myös vähentävät ympäröivien alueiden tulvariskiä (Zedler 2003).

Luonnonympäristöön kohdistuvien hyötyjen lisäksi kosteikoiden runsaat vesilintukannat tarjoavat myös kulttuurillisia arvoja, esimerkiksi metsästyksen kautta (Green & Elmberg 2014). Monimuotoisen elinympäristön lisäksi kosteikko tarjoaa miellyttävää vaihtelua maisemaan.

Vuosien 2010 – 2015 välisenä aikana toteutettava kotiseutukosteikko Life+ hanke on osaltaan vauhdittanut uusien kosteikkojen perustamista maahamme. Hankkeen tavoitteena on muun muassa innostaa ihmisiä kotiseutunsa kosteikkojen hoitoon ja seurata kosteikoiden vaikutusta vesilintujen parimääriin ja poikastuottoon (Return Of Rural Wetlands, Kotiseutukosteikko. Suomen riistakeskus. 2014).

Riistakosteikkojen suunnittelussa keskitytään usein veden pinnan yläpuolisiin asioihin. Tällaisia tekijöitä ovat esimerkiksi suoja maapetoja ja petolintuja vastaan. Suunnittelussa korostetaan veden korkeuden vaihtelun ja vesikasvillisuuden merkitystä. Ulkoisesti mainiolta vaikuttava riistakosteikon lintutiheydet voivat kuitenkin jäädä vaatimattomiksi. Näin ollen kosteikkojen suunnittelussa ja kunnostamisessa on myös syytä ottaa huomioon mitä veden pinnan alla tapahtuu. Useat vesilinnut ja kalat käyttävät ravinnokseen vesiselkärangattomia ja esiintyessään samassa elinympäristössä ne käyvät ravintokilpailua. Linnuille saatavilla olevan ravinnon riittävyys on yksi toimivan riistakosteikon elinehdoista.

2. SORSIEN ELINYMPÄRISTÖVALINTAAN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT

Ravinnon saatavuus ja elinympäristön rakenne ovat tärkeitä tekijöitä sorsien elinympäristövalinnassa (Butler & Gillings 2004) ja ravinnon merkitys korostuu poikueympäristön valinnassa (Nummi ym. 2013). Rakenteeltaan monimuotoisessa ja kasvillisuuspeitteisessä elinympäristössä on runsaasti sorsien ravinnokseen käyttämiä vesiselkärangattomia (Diehl 1992, Nummi ym. 2006). Ravinnon lisäksi kasvillisuuspeitteiset alueet tarjoavat sorsille suojaa sääoloja ja saalistusta vastaan (Saylor & Willms 1997, Bloom ym. 2012).

Nummi ym. (2013) tarkastelivat telkkä- (*Bucephala clangula*), haapana- (*Anas penelope*), tavi- (*Anas crecca*) ja sinisorsanaaraiden (*Anas platyrhynchos*) valitsemien poikueympäristöjen ominaisuuksia. He totesivat näiden lajien poikueympäristön valinnan olevan sidoksissa ravinnon saatavuuteen ja elinympäristön rakenteeseen; eri tekijöiden suhteellinen tärkeys vaihteli eri lajien välillä.

Tutkimuksen ainoan sukeltajasorsan, telkän poikueympäristövalinta oli vahvasti sidoksissa vesiselkärangattomien määrään, eikä ympäristön rakenteella juuri ollut merkitystä (Nummi ym. 2013). Samankaltaisiin johtopäätöksiin ovat päätyneet myös Eriksson (1978), Nummi ja Pöysä (1993) sekä Paasivaara ja Pöysä (2004). Tulokset ovat odotettuja, sillä telkän ruokavalio koostuu pääasiassa vesiselkärangattomista, ja lintu suosii ravinnonhankinnassaan avoimen veden alueita (Eadie & Keast 1982).

Nummi ym. (2013) toteavat tavin, haapanan ja sinisorsan poikueympäristövalinnan olevan yhteydessä kuoriutuvien hyönteisten runsauden kanssa. Puolisukeltajasorsien elinympäristövalintaan vaikuttaa myös se, että niiden ruokavalio koostuu eläinravinnon lisäksi kasviravinnosta (Väänänen & Nummi 2003) ja se, että ne suosivat ravinnonhankinnassaan kasvillisuuspeitteisiä alueita (Pöysä 1986). Elinympäristön rakenteellisuus ja ravinnon saatavuus ovat molemmat tärkeitä tekijöitä puolisukeltajasorsien poikueympäristön valinnassa (Nummi & Pöysä. 1993).

3. KALOJEN JA VESILINTUJEN VÄLISISTÄ SUHTEISTA

Kaloilla voi olla huomattava merkitys vesilintujen elinympäristön valintaan ja käyttöön. Kun kalat ja vesilinnut jakavat saman elinympäristön, ne voivat saalistaa toisiaan tai niiden välillä voi olla kilpailua. Kaloja saalistavat vesilinnut hyötyvät niille sopivien saaliskalapopulaatioiden kasvusta (Lammens 1999, Kloskowski ym. 2010), kun taas kalojen kanssa ravinnosta kilpailevien lintujen on huomattu kärsivän kasvavista kalakannoista (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Giles 1994, Andersson & Nilsson 1999, Elmberg ym. 2010, Kloskowski ym. 2010, Väänänen ym. 2012).

Suomessa esiintyvistä kalalajeista hauki (*Esox lucius*) on saalistusmielessä suurin uhka vesilinnuille. Solman (1945) tutki haukien ja sorsalintujen peto- saalissuhteita. Hän tutki haukien mahalaukkujen sisältöjä, ne sisälsivät kalaravinnon lisäksi sorsalintuja. Tulokset osoittivat saalistuksen keskittyvän pienikokoisiin aikuisiin lintuihin ja poikasiin (Solman 1945).

Sukeltajasorsat ovat puolisukeltajasorsia alttiimpia joutumaan hauen saaliiksi (Solman 1945, Dessborn ym. 2011). Tämä johtunee puolisukeltaja- ja sukeltajasorsien eroavaisuuksista elinympäristön käytössä. Sukeltajasorsat suosivat petokalojen lailla avoimen veden alueita, kun taas puolisukeltajasorsat viihtyvät kasvillisuuspeitteisillä alueilla (Pöysä 1986). Hauen vaikutus sorsalintujen menestymiseen painottuu lintujen poikuevaiheeseen, esimerkiksi telkän poikaset ovat elinympäristönsä käytön ja kokonsa vuoksi alttiita saalistukselle. Hauen rooli telkkäpoikueiden kuolleisuuden aiheuttajana onkin merkittävä (Paasivaara & Pöysä 2004). Aikuisille sorsalinnuille hauen saalistuksen merkitys on vähäinen (Paasivaara & Pöysä 2004, Dessborn ym. 2011). Myöskään Eadie ja Keast (1982) eivät löytäneet yhteyttä hauen ja aikuisten telkkien esiintymisen välillä. Saalistus keskittyy lähinnä sorsalintujen poikueisiin ja pienikokoisiin sorsalintuihin, kuten telkkään ja taviin (Paasivaara & Pöysä 2004, Dessborn ym. 2011).

Useiden vesilintujen käyttämä eläinravinto koostuu lähinnä vesiselkärangattomista (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Nudds & Bowlby 1984, Giles 1994, Nummi & Väänänen 2001). Myös monien kalalajien, esimerkiksi ahvenen (*Perca sp.*)

ruokavalioon kuuluu selkärangattomia. Näillä lajeilla varsinkin pienikokoisten yksilöiden ravinto koostuu pääasiassa vesiselkärangattomista (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Bendell & McNicoll 1987, Giles 1994, Cobb & Waltz 1997, Horppila ym. 2000, Zimmer ym. 2001, Kloskowsi ym. 2010). Esiintyessään samassa elinympäristössä kalat ja linnut kilpailevat siellä saatavilla olevasta ravinnosta (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Hornung & Foote 2006, Kloslowski ym. 2010, Nummi ym. 2012). Edellä mainittujen tutkimusten mukaan tämän kilpailun on todettu suosivan kaloja vesilintujen kustannuksella.

4. KALOJEN JA SORSIEN VÄLINEN RAVINTOKILPAILU

4.1. Elinympäristön rakenteen vaikutus kalojen ja sorsien väliseen ravintokilpailuun

Elinympäristön rakenne vaikuttaa siellä elävien vesiselkärangattomien populaatioihin. Avoimen veden alueilla vesiselkärangattomien määrä on pienempi kuin kasvillisuuden peittämällä alueilla (Diehl 1992, Nummi ym. 2006). Diehlin (1988, 1992) mukaan tämä johtuu siitä, että avoimen veden alueilla kalojen saalistustehokkuus on suurempi kuin kasvillisuuden peittämällä alueilla. Kasvillisuus tarjoaa paitsi suojaa myös ravintoa kasvinsyöjäselkärangattomille (Newman 1991).

Avoimen veden laikut ovat tärkeitä ympäristöjä sukeltajasorsille, kuten telkälle. Vesiselkärangattomia ravinnokseen käyttävä telkkä saalistaa niitä sukeltamalla ja hyötyy kalojen tavoin hyvästä näkyvyydestä veden alla (Eadie & Keast 1982). Puolisukeltajasorsat puolestaan suosivat rakenteeltaan monipuolisempia ympäristöjä (Pöysä 1986, Nummi ym. 2013). Eläinravintonaan puolisukeltajasorsat käyttävät pääasiassa kasvillisuuden ja avointen alueiden uposkasvillisuuden suojissa viihtyviä vesiselkärangattomia (Danell & Sjöberg 1982).

4.2. Kalojen epäsuorat vaikutukset ravintokilpailuun

Kalat voivat vaikuttaa sorsalintuihin suorien vuorovaikutussuhteiden, kuten ravintokilpailun, lisäksi myös epäsuorasti (Haas ym. 2007). Tämä vaikutus kohdistuu vesiselkärangattomien elinympäristöön, uposkasvillisuuteen. Ravintoa etsiessään kalat, erityisesti särkikalat (Cyprinidae *sp.*), lisäävät myllerrystä pohjan

läheisyydessä vapauttaen ravinteita pohjasedimentistä (Tátrai ym. 1997). Ravinteiden vapautumisen seurauksena veden kasviplanktonin määrä nousee, mistä seuraa vesirungon varjostumista. Veden samentuminen puolestaan vähentää uposkasvillisuutta ja niitä ravintona ja suojapaikkoina käyttäviä vesiselkärangattomia (Schriver ym 1995, Tátrai ym. 1997). Uposkasvillisuus toimii myös ravintona monille sorsalinnuille (Väänänen & Nummi 2003).

4.3. Kalojen puolisukeltajasorsien välinen ravintokilpailu

Puolisukeltajasorsat, käyttävät ruokailuun matalampia vesialueita kuin sukeltajasorsat. Aikuisten *Anas*-suvun sorsien, kuten sinisorsan ja tavin, ruokavalio koostuu myös kasviravinnosta, toisin kuin monilla sukeltajasorsilla (Nummi 1993, Väänänen & Nummi 2003). Eläinravintonaan puolisukeltajasorsat suosivat veden pintakalvolla ja uposkasvillisuuden suojissa viihtyviä lajeja (Danell & Sjöberg 1982, Väänänen & Nummi 2003) ja ovat sukeltajasorsia vähemmän riippuvaisia avovedestä.

Puolisukeltajasorsien suosimat kasvillisuuspeitteiset alueet eivät ole kaloille niin suotuisia saalistusympäristöjä kuin avoimen veden alueet (Diehl 1992, Nummi ym. 2006). Erikssonin (1983) mukaan ravintokilpailu puolisukeltajasorsien ja kalojen välillä ei ole yhtä voimakasta kuin sukeltajasorsien ja kalojen välillä.

Ravintokilpailun voimakkuus voi vaihdella myös kalojen ja puolisukeltajasorsalajien välillä. Haapana suosii ravinnonhankinnassa muita puolisukeltajia avoimempia alueita (Pöysä 1986), mikä altistaa haapanan voimakkaammin ravintokilpailulle, kuin esimerkiksi enimmäkseen kasvillisuuden suojissa ruokailevan sinisorsan (Elmberg ym. 2010, Väänänen ym. 2012). Kaiken kaikkiaan kalojen vaikutus puolisukeltajasorsien elinympäristövalintaan ravintokilpailun kautta on vähäisempi kuin sukeltajasorsilla (Eriksson 1983). Tätä ajatusta vahvistaa se, että aktiiviset ja avoimen veden alueella viihtyvät vesiselkärangattomat ovat alttiimpia kalojen saalistukselle kuin suojaisessa ympäristössä viihtyvät lajit (Bendell & McNicol 1987, Rask ym. 2001, Zimmer ym. 2001).

Tästä huolimatta kalat voivat ohjata puolisukeltajasorsien elinympäristön käyttöä, eikä kalojen vaikutusta ole syytä jättää huomioimatta. DesGrandes ja Gagnon (1994) tutkivat kalojen vaikutusta nokisorsan (*Anas rubripes*) poikasten ruokailuympäristön valintaan. Kalojen kanssa esiintyessään nokisorsan poikaset etsivät ravintoa pääasiassa veden pinnan yläpuolelle nousevien vesikasvien muodostamassa tiheikössä, kun taas kalojen puuttuessa ravinnonhankinta keskittyi veden pintakalvolle ja uposkasvillisuuden joukkoon (DesGrandes & Gagnon 1994).

Huomioon otettavaa on myös se, että puolisukeltajasorsien poikasten kuolleisuus on suurinta niiden kahtena ensimmäisenä elinviikkona (Talent ym. 1983, Orthmeyer & Ball 1990, Rotella & Ratti 1992, Mauser ym. 1994). Tuolloin, poikasten ravinto koostuu pääosin eläinravinnosta (Perret 1962, Hocutt & Dimmick 1971).

4.4. Kalojen ja sukeltajasorsien välinen ravintokilpailu: esimerkkinä ahven ja telkkä

4.4.1. Ahvenen vaikutus telkän esiintymiseen

Telkkä on yleinen sukeltajasorsiin kuuluva sorsalaji Suomessa ja sen pesimäalue kattaa koko maan keskittyen kirkkaisiin ja karuhkoihin vesiin. Ravinnokseen telkkä käyttää eläinravintoa, pääasiassa vesiselkärangattomia (Eadie & Keast 1982). Telkkä jakaa elinympäristönsä usein kalojen, erityisesti ahvenen, kanssa ja kilpailee samoista ravintoresursseista. Molemmat lajit suosivat ravinnonhankinnassa avoimen veden alueita, mikä on omiaan kiristämään kilpailua (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Pöysä ym. 1994).

Ahventen esiintyminen vaikuttaa negatiivisesti telkän esiintymistiheyteen (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982). Tämä on todettu myös kokeellisesti: Nummen ym. (2012) tutkimuksen mukaan telkkäparien ja poikueiden määrä pieneni ahvenen istuttamisen jälkeen. Heikompana ravintokilpailijana telkän on sopeuduttava vallitseviin olosuhteisiin. Tämä säätelee telkkien esiintymistiheyttä ja mahdollisesti osin pakottaa telkkiä vaihtamaan poikueympäristöään. Eadie ja Keast (1982) tutkivat regressioanalyysin avulla eri muuttujien vaikutusta telkän esiintymiseen. Analyysin

perusteella telkän esiintymisen suurin yksittäinen selittävä tekijä on ravintokilpailu, jota se käy ahvenen kanssa.

4.4.2. Telkkä ja ahven ravintokilpailijoina

Telkkä ja ahven jakavat samoja elinympäristöjä, jolloin ahven voi rajoittaa telkän esiintymistä (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Pöysä ym. 1994, Rask ym. 2001, Nummi ym. 2012). Mikäli rajoittaminen aiheutuu ravintokilpailusta tulisi lajien ruokavalioiden ilmetä päällekkäisyyttä, saatavilla olevien ravintoresurssien olisi oltava rajalliset ja elinympäristön rakenteen vaikutuksen pitäisi olla toisarvoinen ravintovaroihin nähden (Eadie & Keast 1982).

Etsiessään vastauksia näihin kysymyksiin Eadie ja Keast (1982) tutkivat ahvenen ja telkän mahojen sisältöjä. Tutkimuksen tulokset kertovat, että molempien lajien ruokavaliot koostuivat yli 65 %:sti päiväperhosten (Ephemeroptera spp.) nymfeistä ja vesiperhosten (Trichoptera spp.) toukista. Lajien ruokavalioiden kokonaispäällekkäisyydeksi Eadie ja Keast (1982) saivat 71 %. Katkojen (Amphipoda) ja rapujen (Decapoda) puuttuminen telkkien ruokavaliosta oli ainoa merkittävä eroavaisuus. Syötyjen vesiselkärangattomien saaliskoossa ei lajien välillä myöskään ilmennyt merkittävää eroa (Eadie & Keast 1982). Samankaltaisiin päätelmiin sorsalintujen ja kalojen ruokavalioiden päällekkäisyyksistä ovat päätyneet myös Pöysä ym. (1994), Horppila ym. (2000), Nummi ja Väänänen (2001) ja Estlander ym. (2010). Perssonin (1983) mukaan ruokavalioiden päällekkäisyyttä esiintyy ahvenen nuorempien ja pienempien yksilöiden kohdalla. Ahven muuttaa ruokavaliotaan mahdollisuuksien mukaan enemmän kalaravinnon suuntaan saavutettuaan 15–20 cm pituuden (Horppila ym. 2000).

Eadien ja Keastin (1982) mukaan telkkien ja ahventen keskinäiset esiintymistiheydet eivät ole riippuvaisia elinympäristön rakenteesta. Tämä viittaa siihen, että ravintokilpailu olisi lajien välisessä suhteessa vallitsevana tekijänä, elinympäristön ahvenpopulaation määrittellessä telkkien määrää (Eadie & Keast 1982, Nummi ym. 2012).

Kilpailutilanteen tekee epäsymmetriseksi se, että ravintoresurssien käydessä niukaksi ahven pystyy vähentämään ravinnontarvettaan hidastamalla kasvuaan (Nyberg ym. 2010). Vastaavassa tilanteessa sorsat ovat pakotettuja vaihtamaan elin- ja/tai poikueympäristöään (Pöysä & Virtanen 1994, Gunnarsson ym. 2004).

4.4.3. Veden happamuuden vaikutus telkän ja ahvenen väliseen ravintokilpailuun

Vesistön happamoituessa sen puskurikapasiteetti heikkenee ja veden pH alenee. Suomessa vesistöjen happamoitumisen suurimpana aiheuttajana ovat ilmalaskeuman mukana vesistöön päätyneet rikin ja typen yhdisteet. Rikkilaskeuma on vähentynyt 1980-luvun tasolta ja vesistöjen happamoitumisesta kärsineiden vesistöjen tila on parantunut 1990-luvulta alkaen (Vesistön happamoituminen, SYKE 2013). Ahvenen ja telkän elinympäristönään käyttämät vesistöt ovat myös kärsineet happamoitumisesta (Rask ym. 2001), joten on tärkeää ymmärtää siitä aiheutuneet muutokset lajien välisissä suhteissa.

Veden happamuus ja siinä tapahtuvat muutokset määrittelevät vesiekosysteemin rakennetta ja rajoittavat siinä menestyviä eläinpopulaatioita. Veden happamoituminen aiheuttaa suuria muutoksia ekosysteemiin vaikuttamalla ravintoketjun huipulla oleviin happamoitumisesta kärsiviin petokaloihin (Bendell & McNicol 1987, Rask 1992). Tammi ym. (2003) arvioivat happamoitumisen aiheuttaneen yhteensä n. 10 000 kalapopulaation häviämisen Norjassa, Ruotsissa ja Suomessa. DesGrandes & Gagnon (1994) totesivat veden happamoitumisen aiheuttavan taantumista vesiselkärangattomien biomassaan ja lajikirjoon. Petokalojen puuttuminen vähentää saalistuspainetta ekosysteemin vesiselkärangattomia kohtaan, minkä seurauksena selkärangattomien biomassan on todettu runsastuneen (Bendell & McNicol 1987, Rask 1992). Pöysän ym. (1994) esittämän oletuksen mukaan vesiselkärangattomia ravinnokseen käyttävät linnut hyötyisivät happamuuden aiheuttaman saatavilla olevan ravinnon lisääntymisestä. Tätä oletusta tukevat Erikssonin (1979), Eadie & Keastin (1982) ja Nummi ym. (2012) saamat tulokset ahvenen määräävästä asemasta telkän ja ahvenen välisessä ravintokilpailussa.

Tarkastellessaan happamuuden vaikutusta telkkien ja ahventen välisiin suhteisiin Pöysä ym. (1994) pyrkivät vastaamaan kysymyksiin: 1. Kasvaako telkkien pari- ja

poikuetiheys vesistön happamuuden myötä? 2. Kasvaako telkkien pari- ja poikuetiheys ahventiheyden pienentyessä ja vesiselkärangattomien tiheyden kasvaessa? 3. Kasvaako telkkäparien ja -poikueiden määrä kun ahvenet häviävät elinympäristöstä?

Yksistään vesistön happamuuden kasvulla ei todettu suoraa yhteyttä/vaikutusta pesivien telkkäparien esiintymistiheyteen, eikä myöskään poikueiden kokoon. Tulokset ahvenpopulaation tiheyden ja vesiselkärangattomien määrän yhteydestä telkkien esiintymiseen, osoittivat telkkien esiintymistiheyden kasvua yhdessä vesiselkärangattomien määrän kasvun ja ahventen vähenemisen kanssa. Pöysä ym. (1994) happamimman koejärven (pH 4.3) telkkien sekä pari- että poikastiheys oli suurin, ahventiheys pienin ja vesiselkärangattomien esiintyminen runsainta. Ahventen häviämisen jälkeen telkkien pesivien parien määrä ei kasvanut, mutta poikuemäärät kasvoivat. Telkkien uskollisuus pesimäalueilleen ja telkkäkoiraiden taipumus puolustaa pesimäaluettaan lienevät vaikuttaneet tähän (Pöysä ym. 1994).

Vesistön happamuudella ei siis Pöysän ym. (1994) tutkimuksen mukaan ollut suoraa vaikutusta telkkien esiintymiseen. Happamuuden voidaan kuitenkin todeta vaikuttavan telkkien esiintymistiheyteen positiivisesti heikentyneiden ahvenkantojen ja siitä johtuvan vesiselkärangattomien runsastumisen seurauksena. Saatavilla olevan ravinnon lisääntymisellä on positiivinen vaikutus etenkin telkkien poikueiden esiintymiseen.

Samankaltaiseen lopputulokseen on päätynyt myös Rask ym. (2001). He totesivat ahvenpopulaatioiden hyötyvän vesistöjen happamuuden vähentymisestä telkkien kustannuksella.

5. KALOJEN VAIKUTUS VESISELKÄRANGATTOMIIN

5.1. Vesiselkärangatonyhteisöjen luokittelu

Vesiselkärangatonyhteisöjä voidaan luokitella lajien elinympäristön vaatimusten, ravintotyyppin ja aktiivisuuden mukaan. Elinympäristön vaatimusten mukaan lajit jaetaan ns. rantalajeihin ja avoveden lajeihin (Diehl 1992). Ravintotyyppin mukaan

yhteisö rajataan kasvinsyöjiin ja muita vesiselkärangattomia ravinnokseen käyttäviin lajeihin. Vesiselkärangattomien elintapoja ja aktiivisuutta tarkasteltaessa ne voidaan rajata pohjan tuntumassa tai vesikasvillisuuden suojissa viihtyviin vain vähän liikkuviin lajeihin ja liikkuvaisempiin, aktiivisiin lajeihin (Diehl 1992, Nummi ym. 2006).

Yhteisön luokitteluperusteet ovat luonteeltaan karkeita ja osin päällekkäisiä. Esimerkiksi kasvinsyöjät kuuluvat usein myös pohjan läheisyydessä viihtyviin, vähän liikkuviin lajeihin, ja pedot aktiivisempaan ryhmään. Yhteisö voidaan luokitella myös yksilöiden fyysisen koon mukaan (Nudds & Bolwby 1984).

5.2. Kalat vesiselkärangattomien saalistajina

Kalat ovat hallitsevia eläimiä vesiekosysteemin ravintoverkossa. Samassa elinympäristössä vesiselkärangattomien kanssa esiintyessään ne rajoittavat vesiselkärangattomien yhteisön laji-, ja yksilömääriä (Bendell & McNicoll 1987, Zimmer ym. 2001, Hornung & Foote 2006). Bendell & McNicoll (1987) tutkivat vesiselkärangattomien yhteisöjä kalattomien ja kalaisten järvien välillä. Tulokset osoittivat, että vesiselkärangattomien määrä ja lajirunsaus oli huomattavasti suurempi kalattomilla järvillä verrattuna kalaisiin järviin. Raskin (2001), Nummen ym. (2006) ja Nybergin ym. (2010) mukaan ahven vaikuttaa vesiselkärangattomien kokonaisbiomassaan ja yksilömääriin negatiivisesti.

Kalojen saalistustehokkuus on riippuvainen vallitsevista olosuhteista. Sameissa vesissä, joissa on huonompi näkyvyys, ahvenen saalistustehokkuus heikkenee; myös vesikasvillisuuden peittämissä rantavesissä saalistustehokkuus on heikompi kuin paremman näkyvyyden alueilla avovedessä (Eadie & Keast 1982, Diehl 1992, Nummi ym. 2006). Saalistuspaine vesiselkärangattomia kohden on suurinta pienikokoisilta yksilöiltä (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Bendell & McNicoll 1987, Giles 1994, Cobb & Waltz 1997, Horppila ym. 2000, Kloskowsi ym. 2010). Esimerkiksi ahven pyrkii muuttamaan ruokavaliotaan kalapainotteiseksi saavutettuaan 15–20 cm pituuden (Horppila ym. 2000).

Saalistuspaine aktiivisia avoimen veden alueiden lajeja kohtaan on suurempi kuin yhteisön muihin lajeihin (Blois-Heulin ym. 1990, Diehl 1992, Zimmer ym. 2001, Nummi ym. 2006). Nämä lajit, kuten suurikokoiset sukeltajakuoriaiset ovat alttiimpia saalistukselle elinympäristön ja elintapansa vuoksi. Nummen ym. (2012) mukaan ahventiheyden pienentyessä suurikokoisten sukeltajakuoriaisten määrä lisääntyi.

Myös pohjaeläimiä ravinnokseen käyttävillä kaloilla on negatiivinen vaikutus vesiselkärangattomien biomassaan ja esiintymiseen (Ball & Hayne 1952, Gilinsky 1984, Diehl 1992, Miller & Crowl 2006). Tästä huolimatta kasvillisuuden ja vedenpohjan suojissa viihtyviin ja vähemmän liikkuviin vesiselkärangattomiin kalojen vaikutus on avoimen veden lajeja vähäisempi (Diehl 1992, Cobb & Watzin 1998, Nummi ym. 2006). Tätä osaltaan selittää runsaamman kasvillisuuden tarjoamat suojapaikat (Pierce ym. 1997). Näissä ryhmissä petovesiselkärangattomien rooli yhteisön rakenteen muokkaajana on suurempi kuin avoimen veden alueella (Diehl 1992, Cobb & Watzin 1998).

6. TUTKIMUKSEN TAVOITTEET JA TUTKIMUSKYSYMYKSET

Työssäni tutkin kalojen vaikutusta vesiselkärangattomiin. Tutkimukseni avulla tietämys vesiselkärangattomia ravinnokseen käyttävien lintujen ravinnon saatavuudesta kasvaa. Tavoitteena on tuottaa tietoa, jota voidaan soveltaa uusien riistakosteikkojen suunnittelussa, sekä jo olemassa olevien kosteikkojen hoidossa. Tulosten avulla voidaan pyrkiä muuttamaan kosteikkojen ravintotilannetta suotuisammaksi linnuille ja luoda niille parempia pesimä- ja poikueympäristöjä.

Karussa ja rakenteeltaan yksikertaisessa ympäristössä tarkastelen kalojen vaikutusta vesiselkärangattomien biomassaan ja yhteisön kokoluokkajakaumaan.

Kokoluokkajakaumista tarkastelen koko yhteisön jakaumien lisäksi erikseen sukeltajien (Dytiscidae) jakaumaa. Rehevien ja kalaisten kohteiden tuloksista tutkin elinympäristön rakenteellisuuden vaikutusta vesiselkärangattomien biomassaan ja kokoluokkajakaumaan. Ravinteisuuden vaikutusta vesiselkärangattomiin tarkastelen

vertaamalla kalattoman rehevän kohteen tuloksia ja kalattomien karujen vesien tuloksiin.

Kalat rajoittavat vahvempina ravintokilpailijoina sorsalintujen ravintoresursseja (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Giles 1994, Andersson & Nilsson 1999, Elmberg ym. 2010, Nummi ym. 2011, Nummi ym. 2012), minkä perusteella oletan, että kalaisilla vesillä vesiselkärangattomien biomassassa on pienempi verrattuna kalattomiin vesiin. Tämän ovat myös tutkimuksissaan todenneet Bendell ja McNicoll 1987, Rask ym. 2001, Zimmer ym. 2001, Hornung ja Foote 2006, Nummi ym. 2006 ja Nyberg ym. 2010. Perustuen aikaisempiin tutkimuksiin (Zimmer ym. 2001, Nummi ym. 2012) uskon kalojen puuttumisen suosivan suurikokoisia vesiselkärangattomia, kuten suurempien kokoluokkien sukeltajia. Rakenteellisesti monipuolisessa elinympäristössä odotan avoimen ympäristön vesiselkärangattomien biomassan olevan pienempi ja suurten vesiselkärangattomien määrän vähäisempi verrattuna tiheään kasvuston ympäristöön (Blois-Heulin ym. 1990, Diehl 1992, Nummi ym. 2006). Vesiselkärangattomien biomassan oletan olevan suurempi rehevillä vesillä verrattuna karuihin kohteisiin (DesGrandes & Gagnon 1994).

7. AINEISTO JA MENETELMÄT

7.1. Menetelmät

7.1.1. Vesiselkärangattomat

Vesiselkärangattomat pyydystettiin aktiivisuuspyydyksillä (Murkin ym. 1983). Pyydys on läpinäkyvä litran lasipurkki, jonka suuaukkoon on kiinnitetty suppilo. Suppilosta on leikattu pois kapea putkimainen osa. Suppilon nielun halkaisija on 12 cm ja reiän halkaisija 2,5 cm. Pyydykset asetettiin rantaveteen noin 15 – 40 cm syvyyteen, siten että ne täyttyivät vedellä. Pyydyksiä pidettiin vedessä 48 tuntia. Pyydyksissä olleet selkärangattomat eläimet jaettiin viiteen kokoluokkaan mukaillen Nuddsin ja Bowlbyn (1984) luokitusta. Likolammen aineistossa kokoluokat 1 ja 2 on yhdistetty, havaintojen pienen määrän vuoksi. Lajinmääritys tehtiin soveltuvien osien lahko-, heimo-, suku- tai lajitasolle. Tässä työssä vesiselkärangattomat esitetään

kokoluokkajakauman mukaisesti. Nuuksiosta ja Likolammelta kerätyistä aineistoista heimotasolla esitetään sukeltajat.

Kokoluokat:

1. 0–2.5 mm.
2. 2.6–7.5 mm.
3. 7.6–12.5 mm.
4. 12.6–20 mm.
5. > 20 mm.

7.1.2. Biomassaindeksi

Näytteistä laskettiin biomassaindeksi jokaiselle tutkimuskohteelle.

Tutkimuskohteiden välisen vertailun mahdollistamiseksi indeksi on ilmoitettu muodossa: pyydys/vuorokausi. Indeksillä laskettiin kertomalla kokoluokkien mediaaniarvolla tutkimuskohteesta pyydystettyjen kokoluokkaan kuuluvien selkärangattomien kappalemäärä. Kokoluokkakohdaiset arvot laskettiin yhteen ja jaettiin pyydyksien lukumäärällä. Tuloksena oli kohteen pyydyskohtainen indeksi. Pyydyskohtainen indeksi jaettiin pyyntivuorokausien lukumäärällä, eli tässä tapauksessa kahdella.

7.1.3. Tilastolliset menetelmät

Biomassaindeksien keskiarvojen vertailuun käytettiin normaalisti jakautuneiden testisuureiden tapauksissa kahden riippumattoman otoksen keskiarvotestiä, eli t-testiä (Ranta ym. 2005). T-testi on parametrisen menetelmä. Muuttujien normaalijakautuneisuuden testaamiseen käytettiin Kolmogorov-Smirnovin testiä. Rehevän ja kalattoman Likolammen aineistoa lukuun ottamatta muuttujat osoittautuivat normaalijakautuneiksi. Likolammen aineiston kohdalla ei jakautuneisuutta voinut testata, koska aineistossa on vain yksi havainto, eikä se näin ollen täytä jakaumaa koskevia vaatimuksia. Tämän johdosta ravinteisuuden vaikutusta rehevän ja karujen kalattomien kohteiden välillä testattiin jakaumavapaalla ei-parametrisellä mediaanitestillä (Ranta ym. 2005). Kokoluokkajakaumien vertailu tehtiin ei-parametrisellä Log-Likelihood – G^2 testisuureella (Ranta ym. 2005). Tarkastelu tehtiin PASW Statistics ohjelman versiolla 18 (release 18.0.2).

7.2. Tutkimusalueet

Aineisto kattaa kalattomia ja kalaisia elinympäristöjä sekä karuilta että reheviltä paikoilta. Tutkimuskohteiden jako reheviin ja karuihin elinympäristöihin on karkea ja se on tehty silmämääräisesti.

7.2.1. Maaninka

Maaningan aineisto käsittää yhteensä seitsemän tutkimuskosteikkoa. Aineisto on kerätty viidestä järvestä: Lapinjärvestä (63.125° N, 27.42° E), Keskimmäisestä (63.127° N, 27.47° E), Pienestä Lapinjärvestä (63.123° N, 27.4° E), Valkeisesta (63.108° N, 27.39° E) ja Patajärvestä (63.25° N, 27.17° E). Lapinjärvessä tutkimusalueita on kolme, muissa järvissä yksi jokaisessa. Aineisto on kerätty vuosien 1998 ja 2006 välisenä aikana. Järvet ovat matalia ja reheviä peltoalueiden ympäröiviä vesiä, vesikasvillisuutta järvissä on runsaasti. Aineiston keräämisen aikana järvissä eli piisameita (*Ondatra zibethicus*), minkä seurauksena vesikasvillisuuden peitteellisyys oli rakenteellisesti monimuotoista. Kasvillisuuspeite sisälsi piisamin avoimeksi laiduntamia laikkuja ja koskemattomia järvikortteikkoja (*Equisetum fluviatile*). Jokaisesta tutkimuskohteesta vesiselkärangattomat pyydystettiin avoimelta vesialueelta ja kortteikosta. Järvissä on pysyvä kalakanta, koostuen lähinnä ahvenesta, hauesta ja särkikaloista.

7.2.2. Nuuksio

Nuoksion aineisto on kerätty vuosien 1997 ja 2012 välillä kolmesta eri järvestä: Hauklammesta (60.3169°N, 24.6099°E), Isosta Majaslamasta (60.319°N, 24.595°E) ja Pienestä Majaslamasta (60.3215°N, 24.591°E) ja lisäksi vuonna 1997 Orajärvestä (60.307°N, 24.585°E). Hauklampi, Iso Majaslampi ja Pieni Majaslampi olivat kalattomia kesään 2002 asti. Ravinteisuudeltaan Nuoksion kohteet on luokiteltu karuiksi. Järvet ovat kärsineet happamoitumisesta (Tolonen & Jaakkola 1983) ja Hauklammen, Ison Majaslammen ja Pienen Majaslammen ahvenpopulaatiot olivat hävinneet (Raitaniemi ym. 1988, Rask ym. 1995). Vuonna 2001 Nyberg ym. suorittivat järvillä koekalastukset ja totesivat niiden olevan kalattomia. Vuonna 2002 he istuttivat Hauklampeen, Iso Majaslampeen ja Pieni Majaslampeen ahvenia (Nyberg ym. 2010). Orajärvessä oli vuonna 1997 pysyvä kalakanta.

7.2.3. *Likolampi*

Likolammen aineisto kerättiin 25.–27.6.2012. Likolampi sijaitsee Helsingissä Santahaminan armeijan kasarmialueella (60.14°N, 25.036°E). Lampi on rehevä ja siinä on runsaasti vesikasvillisuutta. Talvisin lampi kärsii happikadosta, jonka seurauksena se on kalaton. Lampea ympäröi lehtipuuvaltainen sekametsä.

8. TULOKSET

8.1. Vesiselkärangattomien biomassaindeksit

Biomassaindeksin vaihtelu tutkimuskohteiden välillä osoittautui suureksi. Sekä suurin että pienin biomassaindeksin arvo saatiin Nuuksion Hauklammelta. Suurin indeksiarvo: 182.8 on vuodelta 1997 ja pienin: 2.1 vuodelta 2007. Suurimman biomassaindeksin aikaan vuonna 1997 Hauklampi oli kalaton ja pienimmän indeksiarvon aikaan vuonna 2007 lammessa oli kaloja (Taulukko 1). Yleisesti kalattomien elinympäristöjen biomassaindeksit ovat suurempia verrattuna kalaisten elinympäristöjen biomassaindekseihin. Maaninnan aineistossa kortteikoisilla alueilla biomassaindeksit ovat suuremmat kuin avoimen veden alueilla. (Taulukko 1). Kalattoman ja rehevän Likolammen biomassaindeksin ja Nuuksion karujen ja kalattomien kohteiden biomassaindeksien keskiarvon välillä ei ole tilastollisesti merkitsevää eroa (Mediaanitesti $P = 1.00$). Likolammen biomassaindeksi on 130.9 ja Nuuksion kalattomien kohteiden biomassaindeksin keskiarvo on 122.7.

Taulukko 1. Tutkimuskohteiden biomassaindeksit pyydys/vrk

<i>Tutkimuskohde</i>	<i>Vuosi</i>	<i>biomassaindeksi/pyydys/vrk</i>	<i>Pysyvä kalakanta</i>
Likolampi	2012	130,9	
<i>Maaninka:</i>			
Lapinjärvi 1 avoin	2004	4,7	x
Lapinjärvi 1 korteikko	2004	14,8	x
Lapinjärvi 2 avoin	2003	5,2	x
Lapinjärvi 2 korteikko	2003	30,9	x
Lapinjärvi 3 avoin	2003	8,2	x
Lapinjärvi 3 korteikko	2003	21,8	x
Keskimmäinen avoin	2006	3,7	x
Keskimmäinen korteikko	1998	24,2	x
Pieni Lapinjärvi avoin	2004	6,7	x
Pieni Lapinjärvi korteikko	2004	13,4	x
Valkeinen avoin	2005	7,2	x
Valkeinen korteikko	2005	26,5	x
Patajärvi avoin	2005	3,9	x
Patajärvi korteikko	2005	15,8	x
<i>Nuukio:</i>			
Iso Majaslampi	1997	133,6	
Iso Majaslampi	2002	116,1	
Iso Majaslampi	2003	11,1	x
Iso Majaslampi	2004	4,4	x
Iso Majaslampi	2005	24,5	x
Iso Majaslampi	2006	14,0	x
Iso Majaslampi	2007	9,2	x
Iso Majaslampi	2009	14,1	x
Iso Majaslampi	2011	2,3	x
Iso Majaslampi	2012	3,5	x
Pieni Majaslampi	1997	149,5	
Pieni Majaslampi	2002	88,2	
Pieni Majaslampi	2003	5,6	x
Pieni Majaslampi	2004	20,1	x
Pieni Majaslampi	2005	46,5	x
Pieni Majaslampi	2006	23,6	x
Pieni Majaslampi	2007	10,0	x
Pieni Majaslampi	2009	9,5	x
Pieni Majaslampi	2011	20,7	x
Pieni Majaslampi	2012	12,5	x
Hauklampi	1997	182,8	
Hauklampi	2002	66,0	
Hauklampi	2003	15,6	x
Hauklampi	2004	10,1	x
Hauklampi	2005	7,8	x
Hauklampi	2006	22,8	x
Hauklampi	2007	2,1	x
Hauklampi	2009	4,9	x
Hauklampi	2011	3,8	x
Hauklampi	2012	12,5	x
Orajärvi	1997	12,0	x

8.1.1. Maaninka

Kaikissa Maaningan kohteissa biomassaindeksi on merkitsevästi suurempi kortteikoissa, eli kasvillisuuspeitteisillä alueilla verrattuna avoimen veden alueisiin. (kahden riippumattoman otoksen keskiarvotesti, t-testi, $P = 0.001$). Kortteikoissa biomassaindeksin keskiarvo on 21.1 ja avoimilla alueilla 5.7. Suurin kohteiden sisäinen ero biomassaindeksissä avoimen ja kortteikon välillä: 25.7 on kohteessa Lapinjärvi 2, jossa indeksin prosentuaalinen muutos on 83 %. Pienin indeksin ero on: 6.8 kohteessa Pieni Lapinjärvi, prosentuaalinen muutoksen ollessa 51 %. Biomassaindeksin eron keskiarvo Maaningan tutkimuskohteiden sisällä avointen alueiden ja kortteikkojen välillä on 15.4.

Kaloja avoimen alueen pyydyksissä oli yhteensä 35 kpl, jolloin pyydyskohtainen keskiarvoksi muodostui 0.5 kalaa/pyydys. Kortteikossa sijaitsevilla pyydyksissä kaloja oli 1 kpl, pyydyskohtaisen keskiarvon ollessa 0.015 kalaa/pyydys.

8.1.2. Nuuksio

Nuuksion kohteissa biomassaindeksi on merkitsevästi suurempi kalattomina vuosina 1997 (ei Orajärvi) ja 2002, verrattuna kalaistutusten jälkeiseen tilanteeseen (Orajärvi 1997, muut kohteet 2003–2007, 2009, 2011–2012) (kahden riippumattoman otoksen keskiarvotesti, t-testi, $P = 0.001$). Biomassaindeksin keskiarvo kalattomissa kohteissa on 122.7 ja kalaisissa kohteissa on 12.9. Kalattomien kohteiden biomassaindeksin vuosittainen vaihtelu on suurinta Hauklammella vuosien 1997 ja 2002 välillä. Vuosien välinen indeksin prosentuaalinen muutos on 64 %, biomassaindeksi eron ollessa 166.8. Kalattomien kohteiden pienin indeksin ero on Iso Majaslammella (vuodet 1997 ja 2002), ero on 17.5 ja vuosien välinen prosentuaalinen muutos on 13 %. Kalaistutusten jälkeen kohteen sisäinen suurin vuosien välinen ero on Iso Majaslammella vuosien 2002 ja 2005 välillä, eron ollessa indeksiarvona 40.1 ja muutos prosentuaalisesti 88 %.

8.1.3. Likolampi

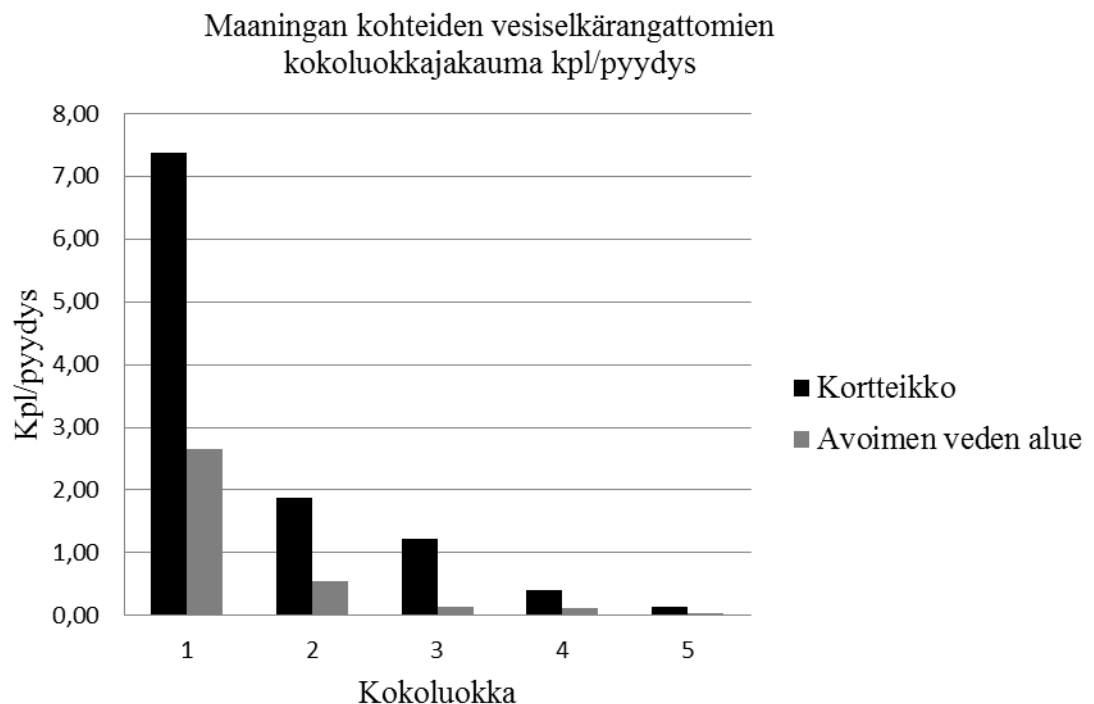
Kalattoman ja rehevän Likolammen biomassaindeksi on 130.9. Biomassaindeksiin mukaan laskettujen vesiselkärangattomien lisäksi, pyydyksissä oli runsaasti sammakon poikasia (*Rana sp.*), vesiliskoja (*Triturus vulgaris*) ja muutama vesipäästäinen (*Neomys fodiens*).

8.2. Vesiselkärangattomien kokojakaumat

8.2.1. Maaninka

Maaningan kohteiden vesiselkärangattomien kokojakaumat kortteikkojen ja avointen alueiden välillä eroavat merkitsevästi toisistaan ($G^2=13.5$, $df=4$ ja $P=0.01$).

Kortteikkojen ja avointen alueiden kokoluokkajakaumat noudattavat samaa mallia. Kokoluokan yksi vesiselkärangattomia on molemmilla alueilla eniten ja kokoluokan kaksi eläimiä toiseksi eniten, edeten järjestelmällisesti siten, että kokoluokan 5 vesiselkärangattomia on lukumääräisesti vähiten (Kuva 1).

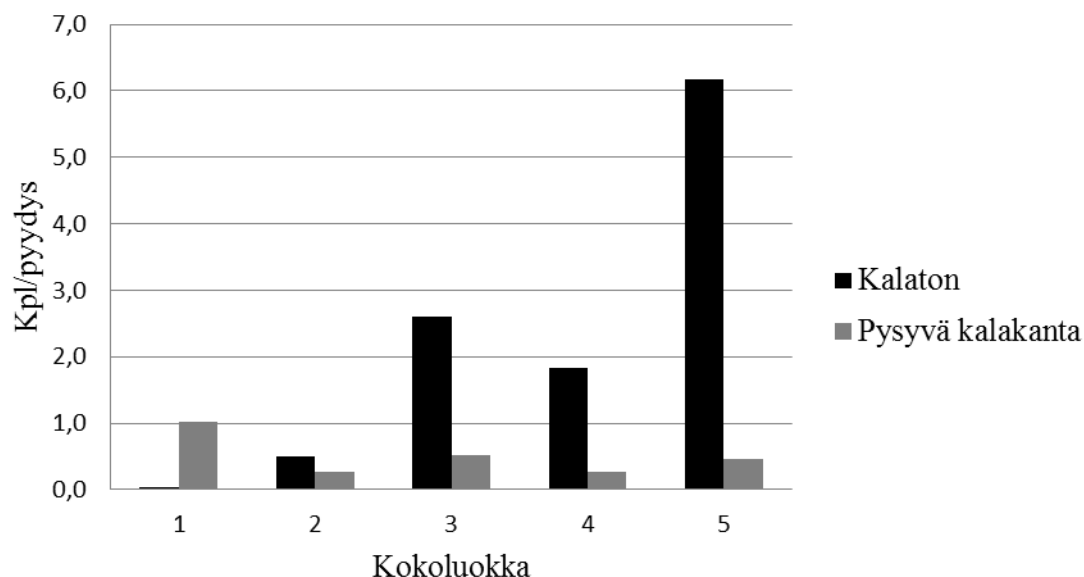


Kuva 1. Maaningan kohteiden vesiselkärangattomien kokoluokkajakauma/pyydys.

8.2.2. Nuuksio

Nuukсион kalattomien ja pysyvän kalakannan omaavien kohteiden kokoluokkajakaumat eroavat merkitsevästi toisistaan ($G^2=487.0$, $df=4$ ja $P=0.001$). Kalattomissa kohteissa on eniten suurimman kokoluokan vesiselkärangattomia, pienten kokoluokkien eläimiä kohteissa on vähän. Kalaisissa kohteissa pienintä kokoluokkaa on eniten, muut kokoluokat esiintyvät tasaisesti (Kuva 2).

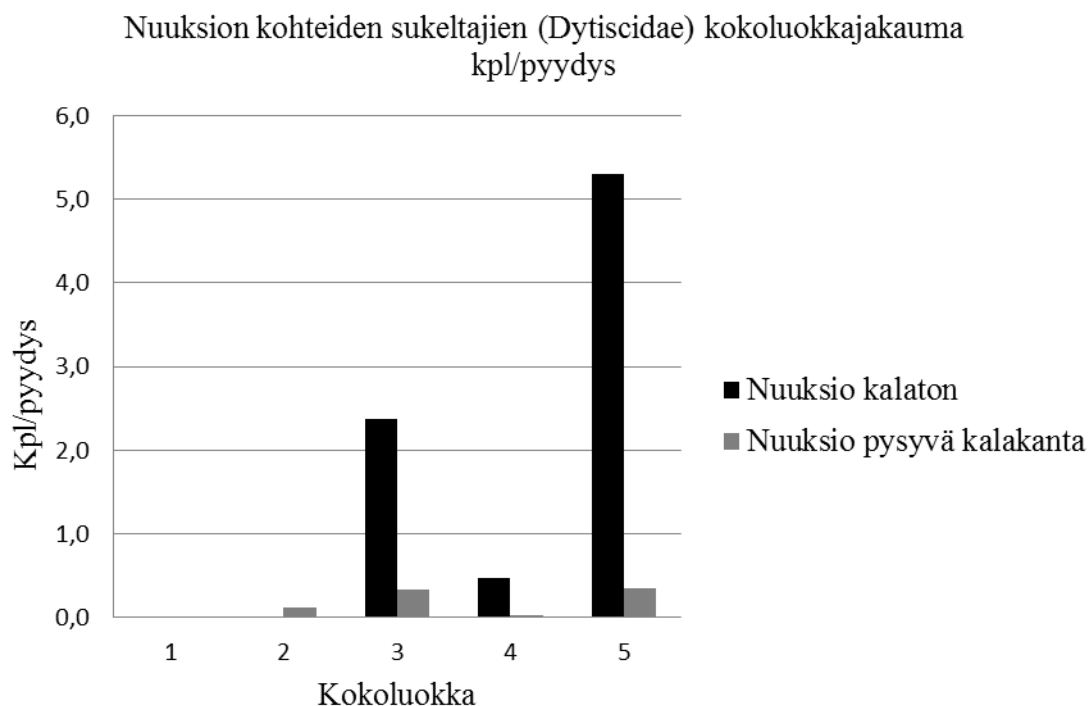
Nuuksion kohteiden vesiselkärangattomien kokoluokkajakauma
kpl/pyydys



Kuva 2. Nuuksion kohteiden vesiselkärangattomien kokoluokkajakauma kpl/pyydys.

8.2.3. Nuuksion sukeltajien (*Dytiscidae*) kokoluokkajakaumat

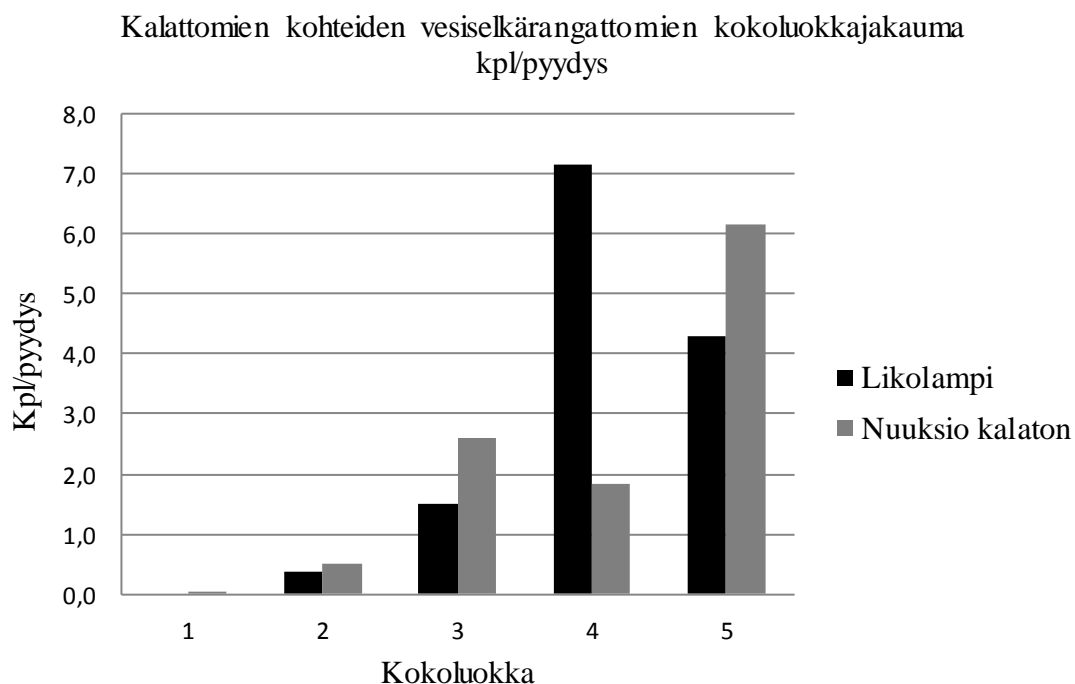
Nuuksion aineiston sukeltajien kokoluokkajakaumat kalattomien ja kalaisien kohteiden välillä eivät ole yhtenevät, ero on tilastollisesti merkitsevä ($G^2=73.6$, $df=4$, $P=0.001$). Kalattomilla kohteilla vahvimmin edustettuna on kokoluokan viisi sukeltajat ja kalaisilla kohteilla havainnot ovat jakautuneet tasaisemmin kokoluokkien kaksi, kolme ja viisi välillä (Kuva 3).



Kuva 3. Nuuksion kohteiden sukeltajien (Dytiscidae) kokoluokkajakauma kpl/pyydys.

8.2.4. Kalattomat kohteet

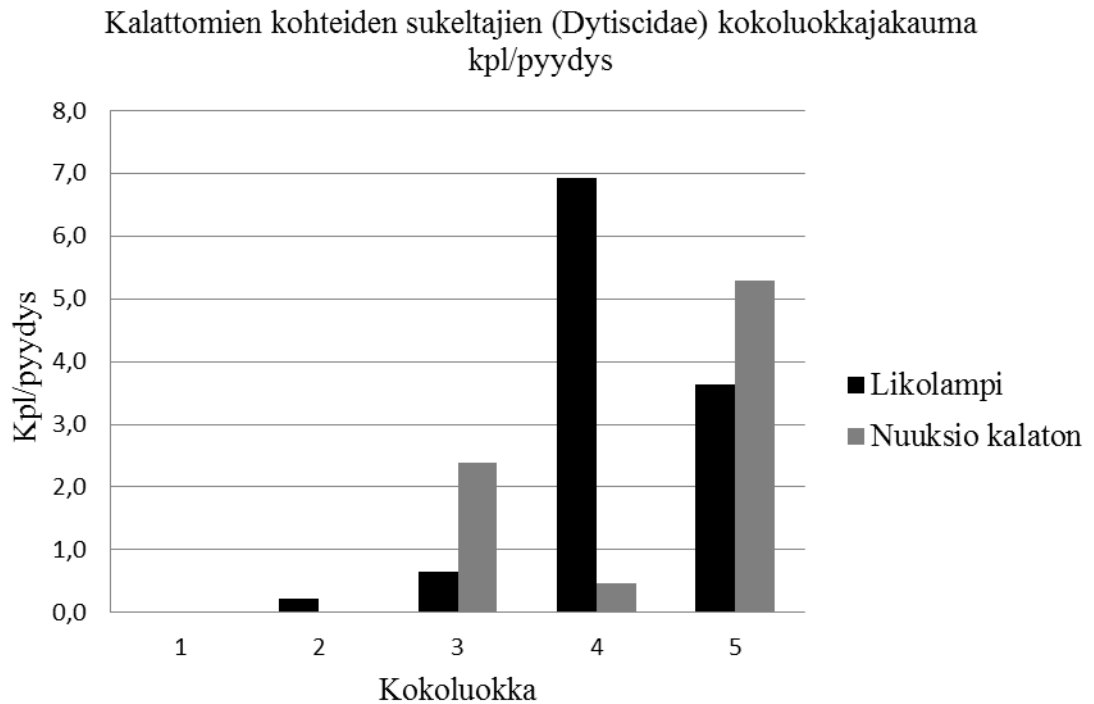
Rehevän ja kalattoman Likolammen kokoluokkajakauma eroaa merkitsevästi Nuuksion karujen kalattomien kohteiden kokoluokkajakaumasta ($G^2=98.3$, $df=3$, $P=0.001$). Molemmissa kalattomissa aineistoissa suuremmat kokoluokat ovat runsaasti edustettuina. Likolammen aineistossa kaikkein runsaimmin edustettuna on kokoluokka neljä ja Nuuksion aineistossa kokoluokkaa viisi. Molemmissa tapauksissa pienten kokoluokkien vesiselkärangattomia on vähän (Kuva 4).



Kuva 4. Kalattomien kohteiden vesiselkärangattomien kokoluokkajakauma kpl/pyydys.

8.2.5. Kalattomien kohteiden sukeltajien (*Dytiscidae*) kokoluokkajakaumat

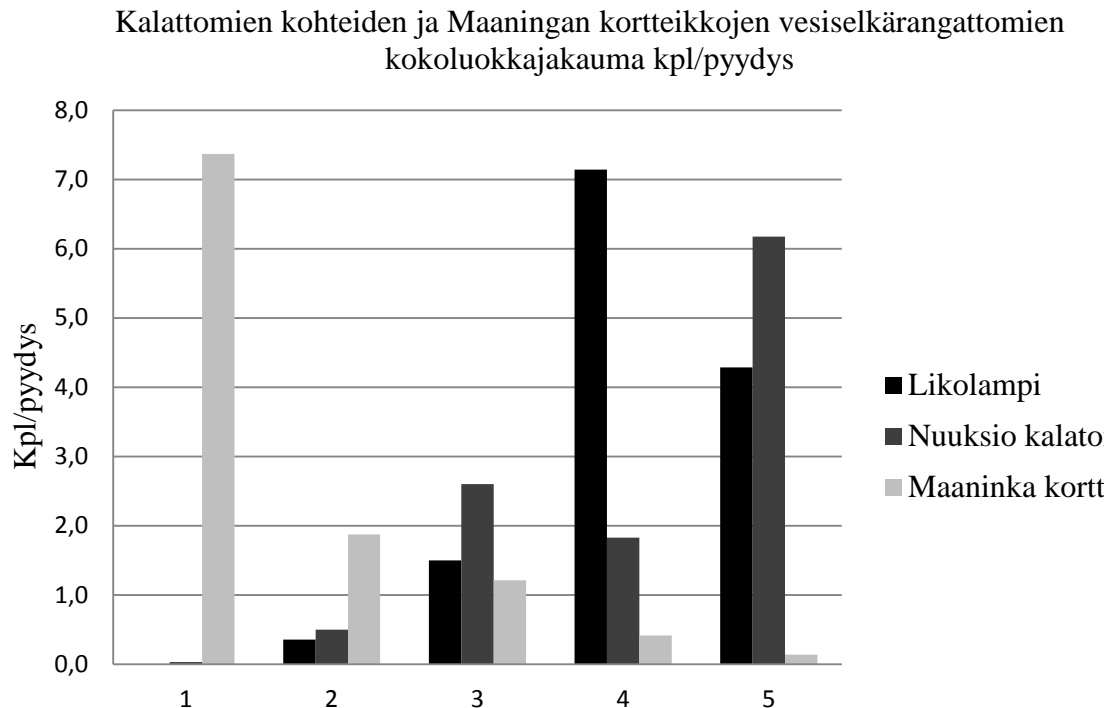
Likolammen ja Nuuksion kalattomien kohteiden sukeltajien kokoluokkajakaumat eroavat merkitsevästi toisistaan ($G^2=208.4$, $df=2$, $P=0.001$). Kokoluokat 1, 2 ja 3 on yhdistetty havaintojen puuttumisen tai vähäisen määrän vuoksi. Likolammen aineistossa esiintyy runsaimmin kokoluokan neljä ja Nuuksion aineistossa kokoluokan viisi sukeltajia (Kuva 5).



Kuva 5. Kalattomien kohteiden sukeltajien (Dytiscidae) kokoluokkajakauma kpl/pyydys.

8.2.6. Maaningan kortteikkojen kokoluokkajakaumat suhteessa kalattomien kohteiden jakaumiin.

Maaningan aineiston kortteikkojen kokoluokkajakauma ei ole yhtenevä kalattomien kohteiden kokoluokkajakaumien kanssa. Ero on tilastollisesti merkitsevä sekä Likolammen ($G^2=572.5$, $df=3$ ja $P=0.001$), että Nuuksion ($G^2=1196.2$, $df=4$ ja $P=0.001$) aineistojen kanssa. Kortteikoissa on runsaasti pienimpien kokoluokkien eläimiä, kun taas kalattomissa kohteissa suurten kokoluokkien vesiselkärangattomat ovat vallitsevia (Kuva 6).



Kuva 6. Kalattomien kohteiden vesiselkärangattomien kokoluokkajakauma kpl/pyydys.

9. TULOSTEN TARKASTELU

9.1. Vesiselkärangattomien biomassa

9.1.1. Ravinteisuuden vaikutus vesiselkärangattomien biomassa

Hieman odotusten vastaisesti kalattoman ja rehevän Likolammen sekä Nuuksion karujen ja kalattomien kohteiden biomassaindeksien välillä ei ilmennyt tilastollisesti merkitsevää eroa. DesGranges ja Gagnon (1994) tarkastelivat ravinteisuuden vaikutusta vesiselkärangattomien määrään lisäämällä ravinteita happamiin järviin. Tämä kasvatti järvien vesiselkärangattomien määrää. Tämän perusteella voi ajatella, että ravinteisuuden lisääntyessä kasvaisi myös vesiselkärangattomien määrä. Toisaalta DesGrangesin ja Gaganonin (1994) havaintojen mukaan järvet, joissa oli useampia vesiselkärangattomien määrään negatiivisesti vaikuttavia tekijöitä (kuten korkea happamuus tai pysyvä kalakanta), vesiselkärangattomien määrä oli merkittävästi pienempi suhteessa vain yhden tekijän vaikutuksen alaisiin järviin. Näin ollen tulokseni ravinteisuuden vaikutuksesta vesiselkärangattomiin ei ole ristiriidassa DesGrangesin ja Gagnonin (1994) tutkimuksen kanssa. Veden

ravinteisuustaso määriteltiin silmämääräisesti, näin ollen jako ravinteisuuden välillä on karkea. Tämän lisäksi tulokseeni tuo epävarmuutta kalattomien kohteiden otosten pienuudet: Reheviä kalattomia biomassaindeksi-arvoja tutkimuksessa on yksi kappale ja karuilta kalattomilta kohteilta biomassaindeksejä on yhteensä kuusi kappaletta. Huomionarvoista on myös se, että kalattoman ja rehevän Likolammen biomassaindeksiin huomioon otettujen vesiselkärangattomien lisäksi pyydyksissä oli runsaasti sammakon poikasia, vesiliskoja ja muutama vesipäästäinen.

9.1.2. Elinympäristön rakenteen vaikutus vesiselkärangattomien biomassa

Maaningan kohteilla avoimen veden alueiden biomassaindeksit ovat pienemmät verrattuna kasvillisuuspeitteisiin järvikortteikoihin. Tulos on oletusten mukainen ja sopusoinnussa aikaisempien tutkimusten kanssa (Blois-Heulin ym. 1990, Diehl 1992, Cobb & Watzin 1998, Zimmer ym. 2001, Nummi ym. 2006). Tätä selittää kasvillisuuden vesiselkärangattomille antama suoja kalojen saalistusta vastaan (Gilinsky 1984, Diehl 1988, Diehl 1992, Pierce 1997). Viitteitä avoimien alueiden suuremmasta saalistuspaineesta kaloilta vesiselkärangattomia kohtaan antaa se, että kaloja avoimien alueiden pyydyksissä oli yhteensä 35 kpl ja kortteikossa ainoastaan 1 kpl. Kasvillisuuspeitteisten alueiden korkeampia biomassaindeksejä selittää myös se, että kasvillisuus toimii suojan lisäksi ravintona kasvinsyöjälajeille (Newman 1991).

9.1.3. Kalakannan vaikutus vesiselkärangattomien biomassa

Nuoksion kohteiden biomassaindeksit romahtivat kesän 2002 ahventen istutusten jälkeen. Tämä oli odotettua osoittaen kalojen voimakkaan vaikutuksen vesiselkärangattomien biomassa (Bendell & McNicoll 1987, Rask ym. 2001, Zimmer ym. 2001, Nummi ym. 2006, Nyberg ym. 2010) ja rajoittavan sorsille saatavilla olevan eläinravinnon määrää (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Giles 1994, Andersson & Nilsson 1999, Nummi ym. 2012). Nuoksion kohteiden kaltaisissa karuissa ja rakenteeltaan yksinkertaisissa vesissä on vähemmän kalojen ja vesiselkärangattomien suhteisiin vaikuttavia ympäristötekijöitä verrattuna rakenteeltaan monimuotoisiin, reheviin vesiin. Tästä johtuen ne soveltuvat hyvin ilmiön tarkasteluun ja antavat luotettavaa tietoa siitä.

9.2. Vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumat

9.2.1. *Elinympäristön rakenteen vaikutus vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumiin*

Maaninnan kohteiden kortteikkojen ja avointen alueiden vesiselkärangattomien kokoluokkien eroavaisuus oli odotettua (Blois-Heulin ym. 1990, Diehl 1992, Zimmer ym. 2001, Nummi ym. 2006). Molemmissa ympäristöissä kokoluokan yksi vesiselkärangattomia on eniten ja kokoluokan kaksi eläimiä toiseksi eniten, edeten järjestelmällisesti siten, että kokoluokan 5 vesiselkärangattomia on lukumääräisesti vähiten (ks. Kuva 1). Merkitsevä ero johtuneekin kokoluokkien keskinäisten suhteiden poikkeavuuksista; kortteikoissa/kasvillisuuden suojissa etenkin kokoluokan yksi eläimiä esiintyy suhteellisesti runsaammin verrattuna avoimiin alueisiin. Tutkimus antaa kuitenkin viitteitä siitä, että kalojen vaikutus vesiselkärangattomiin ulottuu myös kasvillisuuden peittämille alueille. Tuloksien perusteella voidaan päätellä pienempien kokoluokkien ja pohjan läheisyydessä tai kasvillisuuden suojissa viihtyvien vesiselkärangatonlajien hyötyvän vähäisestä suurten petovesiselkärangattomien määrästä. Samankaltaisiin päätelmiin kalojen vaikutuksesta vesiselkärangattomien yhteisörakenteeseen ovat päätyneet Blois-Heulin ym. (1990) ja Zimmer ym. (2001).

9.2.2. *Kalakannan vaikutus vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumiin karuilla kohteilla*

Ennen kalaistutuksia kohteilla esiintyi eniten suurimman kokoluokan vesiselkärangattomia, pienten kokoluokkien eläimiä oli vähän. Kalaistutusten jälkeen pienintä kokoluokkaa esiintyi runsaimmin. Sukeltajista kalattomilla kohteilla esiintyy runsaimmin suurinta kokoluokkaa, kun taas kalaistutusten jälkeen havainnot ovat jakautuneet tasaisemmin kokoluokkien kaksi, kolme ja viisi välillä. Tulokset ovat odotettuja; kalojen puuttuessa suurikokoiset vesiselkärangattomat toimivat vedenpinnan alaisen ravintoverkon huipulla (Bendell & McNicol 1987, Diehl 1992). Kalojen ilmestyminen ekosysteemiin syrjäytti ne ravintoverkon huipulta ja romahdutti niiden määrän. Kalaistutusten jälkeen pienten kokoluokkien vesiselkärangattomien suhteellinen osuus kasvoi, tämä johtunee niitä ravinnokseen käyttämien suurten sukeltajakuoriaisten määrän romahtamisesta (Bendell & McNicol 1987, Blois-Heulin 1992).

9.2.3. Ravinteisuuden vaikutus vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumiin kalattomilla kohteilla

Molemmissa kalattomissa aineistoissa suurempien kokoluokkien vesiselkärangattomat ovat runsaasti edustettuina. Rehevällä Likolammella on eniten kokoluokan neljä ja karussa Nuuksion aineistossa kokoluokan viisi eläimiä. Molemmissa tapauksissa pienten kokoluokkien vesiselkärangattomia on vähän. Sukeltajien kokoluokkajakaumat ovat samansuuntaiset kaikkien vesiselkärangattomien jakaumien kanssa. Jakaumien tilastollisesti merkitsevä eroavaisuus johtuu suurempien kokoluokkien keskinäisten suhteiden eroista. Rehevällä Likolammella esiintyy runsaasti vesikasvillisuutta ja siinä on vain vähän avoimen veden alueita. Karuilla Nuuksion järvillä on puolestaan hyvin niukasti vesikasvillisuutta. Tämä ero elinympäristön rakenteessa selittää eroa kokoluokkajakaumissa, suuret petovesiselkärangattomat menestyvät karuilla kohteilla kasvillisuuspeitteisiä alueita paremmin (Blois-Heulin ym. 1990, Diehl 1992). Likolammella on pysyvä vesiliskokanta, ne ovat lihansyöjiä ja käyttävät ravinnokseen myös vesiselkärangattomia (Griffiths 1986). Tämä on voinut suosia toiseksi suurimman kokoluokan vesiselkärangattomia suurimman kokoluokan eläinten kustannuksella. Kalattomilla ja karuilla Nuuksion kohteilla ei esiinny vastaavanlaista asetelmaa, vaan suuret vesiselkärangattomat esiintyvät vedenpinnan alaisen ravintoverkon huipulla (Bendell & McNicol 1987, Diehl 1992).

9.2.4. Maanigan kortteikkojen kokoluokkajakaumat suhteessa kalattomien kohteiden jakaumiin.

Maanigan aineiston kortteikkojen kokoluokkajakauma eroaan kalattomien kohteiden kokoluokkajakaumien kanssa. Kortteikoissa on runsaasti pienimpien kokoluokkien eläimiä, kun taas kalattomissa kohteissa suurten kokoluokkien vesiselkärangattomat ovat vallitsevia. Tuloksesta voidaan päätellä kalojen vaikutuksen vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumaan ulottuvan myös osin kasvillisuuden peittämille alueille. Likolammen vesikasvillisuus on monipuolinen koostuen mm. uposkasvillisuudesta ja irtokellujista, kun taas Maanigan kohteet ovat lähes puhdasta järvikortteikkoa. Näin ollen kasvillisuuden rakenteen vaikutusta kokoluokkajakaumiin ei tällä aineistolla voida täysin aukottomasti todistaa. Kuitenkin tutkimuksessa käytetyn aineiston perusteella voidaan päätellä

kasvillisuuden vesiselkärangattomille antamien hyötyjen, kuten suojan ja ravinnon, merkityksen olevan toissijainen verrattuna pysyvän kalakannan aiheuttaman saalistuksen vaikutukseen.

9.3. Aineiston virhelähteet

Vesiselkärangatonaineisto on kerätty vuosien 1997 ja 2012 välisenä aikana ja sitä on ollut keräämässä useita eri henkilöitä. Sukeltajakuoriaisia lukuun ottamatta aineistoa käsitellään kokoluokittain, joten lajintunnistukseen liittyvät epävarmuustekijät ovat vähäiset. Vesiselkärangattomien kokoluokituksen tarkkuudessa on voinut ilmetä eroja aineiston kerääjien välillä. Aineisto on kerätty touko- elokuun välisenä aikana riippuen vuodesta ja pyyntikohteista, mikä on voinut heikentää eri tutkimuskohteiden ja eri vuosien välisten vertailujen luotettavuutta. Tutkimustuloksiin näillä tekijöillä ei kuitenkaan liene suurta vääristävää vaikutusta.

Tutkimusmenetelmänä käytetyt aktiivisuuspyydykset soveltuvat hyvin tämän kaltaisen aineiston keräämiseen (Murkin ym. 1983, Klečka & Boukal 2011). Menetelmä suosii suurikokoisia ja liikkuvia vesiselkärangatonlajeja (Klečka & Boukal 2011). Tämä on tutkimustuloksen kannalta merkitykseltä, koska menetelmää on yhtenevä kaikkien tutkimuskohteiden ja – kertojen välillä ja tulokset tältä osin vertailukelpoisia toistensa kanssa.

Tutkimuskohteiden jako karuihin ja reheviin kohteisiin on tehty silmämääräisen arvioinnin perusteella ilman veden fysikaalisten ominaisuuksien selvittämistä. Näin ollen tulokset ravinteisuuden vaikutuksesta jättävät sijaa spekulatiolle.

10. JOHTOPÄÄTÖKSET JA SOVELLUKSET

10.1. Kalojen ja elinympäristön rakenteen vaikutus vesiselkärangatonyhteisöön

10.1.1. Biomassa

Vesiselkärangattomien biomassaindeksien vaihtelu tutkimuskohteiden välillä osoittautui odotetusti suureksi. Riippumatta kohteiden ravinteisuudesta pysyvän

kalakannan omaavilla kohteilla biomassaindeksi oli kalattomia kohteita pienempi. Tutkimuksen perusteella voidaan todeta kaloilla olevan negatiivinen vaikutus vesistön vesiselkärangattomien biomassaindeksiin ja siten sorsalinnuille saatavilla olevan eläinravinnon määrään. Samankaltaisen lopputulokseen ovat päätyneet aihetta aiemmin tutkineet Eriksson (1979), Eadie ja Keast (1982), Bendell ja McNicoll (1987), Giles (1994), Andersson ja Nilsson (1999), Rask (2001), Hornung ja Foote (2006), Nummi ym. (2006) ja Nyberg ym. (2010), Elmberg ym. (2010) ja Nummi ym. (2012). Tulos on odotettu ottaen huomioon, että monien kalalajien varsinkin pienikokoisten yksilöiden ruokavalio muodostuu lähes ainoastaan vesiselkärangattomista (Eriksson 1979, Eadie & Keast 1982, Bendell & McNicoll 1987, Giles 1994, Cobb & Waltz 1997, Horppila ym. 2000, Kloskowsi ym. 2010).

Kalojen puuttumisesta hyötyvät muut vesiselkärangattomia ravinnokseen käyttävät eläimet, kuten sorsalinnut. Sorsalinnuille saatavilla olevan eläinravinnon lisääntyminen on erityisen merkityksellistä niiden poikueaikana. Muista kalattomuudesta hyötyvistä lajeista mainittakoon tämän tutkimuksen yhteydessä esiin noussut rehevillä vesillä esiintyvä vesilisko. Vesiliskot käyttävät ravinnokseen eläimiä ja pienentävät elinympäristönsä vesiselkärangattomien biomassaa. Tutkimustulosten perusteella tällä ei kuitenkaan liene suurempaa vaikutusta sorsalinnuille saatavilla olevan eläinravinnon riittävyyteen. Vesiliskot kuuluvat myös Suomessa harvalukuisen mustakurkku-uikun (*Podiceps auritus*) ruokalistalle ja voivat näin ollen lisätä vesialueen linnuston monimuotoisuutta.

Pysyvän kalakannan omaavissa vesissä ja rakenteeltaan monimuotoisessa elinympäristössä kasvillisuuspeitteisillä alueilla vesiselkärangattomien biomassa on suurempi kuin avoimen veden alueilla. Tätä selittää kasvillisuuden vesiselkärangattomille tarjoama suoja ja ravinto. Pysyvän kalakannan omaavilla vesillä kasvillisuuspeitteisten alueiden vesiselkärangattomien biomassa on kuitenkin kalattomia vesiä pienempi. Tämä osoittaa kalojen vaikutuksen vesiselkärangattomiin yltävän myös kasvillisuuden joukkoon.

10.1.2. Kokoluokkajakauma

Kalojen puuttumien suosii suurikokoisia vesiselkärangattomia, kuten sukeltajia. Pysyvän kalakannan vesissä pienten kokoluokkien vesiselkärangattomat ovat runsaimmin edustettuina riippumatta elinympäristön rakenteesta tai vesien ravinteisuudesta. Tuloksista nähdään ilmiön olevan johdonmukainen ja noudattavan aikaisempien tutkimusten perusteella määritettyä teoriaa (Zimmer ym. 2001, Nummi ym. 2012).

10.2. Käytännön sovellukset

Linnuille oikeanlaisen ravinnon saatavuus ja riittävyys on toimivan lintukosteikon elinehto. Kalat todistetusti vähentävät sorsalintujen ravinnokseen käyttämän eläinravinnon, eli vesiselkärangattomien määrää.

Kalojen puuttumien suosii suurikokoisia vesiselkärangattomia, kuten sukeltajia. Suuret vesiselkärangattomat ovat sorsanpoikasten mieleen. Niiden runsas esiintyminen voi vähentää poikasten ravinnonhankintaan käyttämää aikaa ja energiaa. Yhdestä suuresta vesiselkärangattomasta ne saavat usean pienemmän vesiselkärangattoman verran arvokasta eläinproteiinia.

Tässä tutkimuksessa esitetyllä pyyntimenetelmällä voidaan arvioida kalojen vaikutusta kosteikon vesiselkärangaton yhteisöön kokoluokkajakauman ja biomassan perusteella. Runsas suurten kokoluokkien esiintyminen antaa viitteitä kalojen vähäisyydestä tai kalattomuudesta, kuten myös suuri biomassaindeksin arvo. Tässä tutkimuksessa kalattomien kohteiden biomassaindeksien keskiarvon oli 123.9. Pysyvän kalakannan kohteilla keskiarvoksi muodostui 13.1.

Uusia riistakosteikkoja perustettaessa ja jo olemassa olevien kosteikkojen kunnostustoimissa onkin syytä kiinnittää huomiota kalakantoihin. Pitämällä kosteikot kalattomina parannetaan sorsalintujen elin- ja poikueympäristöjen laatua. Kalojen poistaminen voidaan esimerkiksi toteuttaa kuivattamalla kosteikko. Kosteikon tyhjennysmahdollisuus onkin hyvä ottaa huomioon suunnitteluvaiheessa. Kaikilla kosteikoilla alueen pitäminen kalattomana on mahdotonta. Tällaisilla kohteilla

elinympäristöä voidaan kasvillisuuden avulla muokata sorsille edullisemmaksi. Monimuotoinen palpakoista, irtokellujista, uposkasvillisuudesta ja ilmaversokasveista koostuva vesikasvillisuus tarjoaa vesilinnuille suojaa ja ravintoa. Kasvillisuuspeitteisillä alueilla myös vesiselkärangattomien biomassassa on avoimen veden alueita suurempi, johtuen kasvillisuuden vesiselkärangattomille antamasta suojasta ja ravinnosta.

Kosteikoiden kalattomina pitämisellä voidaan saavuttaa hyvien lintuvesien lisäksi muutoinkin luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaita kohteita. Jo aiemmin mainitun mustakurkku-uikun ja muiden vesilintujen lisäksi runsaasta vesiselkärangaton- ja hyönteismääristä voivat hyötyä myös lepakot ja harvalukuiset sammakkoeläimet, kuten vesilisko ja viitasammakko.

11. KIITOKSET

Kiitos Petri Nummelle ja Veli-Matti Väänäselle työn ohjaamisesta, arvokkaista kommentteista ja mielenkiintoisesta graduaiheesta sekä vuosien 1997–2011 aineistoista. Kiitos Antti Nykäselle avusta kesän 2012 vesiselkärangatonpyynneissä ja kaikille minua graduun liittyvien ongelmien ratkomisessa auttaneille.

Erityiskiitokset Mirkalle kannustuksesta, kärsivällisyydestä ja avusta ja Viljalle vähintään kohtuullisen hyvin nukutuista öistä. Lisäksi haluan kiittää Suomen Riistanhoito-Säätiötä taloudellisesta tuesta.

LÄHTEET

- Andersson, G. & Nilsson, L. 1999. Autumn waterfowl abundance in lake Ringsjön, 1968-1996. *Hydrobiologia* 404: 41–51.
- Ball, R. C. & Hayne D. W. 1952. Effects of the removal of the fish population on the fish-food organisms of a lake. *Ecology* 33: 41–48.
- Bendell, B. E. & McNicoll, D. K. 1987. Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. *Hydrobiologia* 150: 193–202.
- Bloom, P. M., Clark, R. G., Howerter, D. W. & Armstrong, L. M. 2012. Landscape-level correlates of mallard duckling survival: implications for conservation programs. *The Journal of Wildlife Management* 76: 813–823.
- Blois-Heulin, C., Crowley, P., H., Arrington, M. & Johnson D., M. 1990. Direct and indirect effects of predators on the dominant invertebrates of two freshwater littoral communities. *Oecologia* 84: 295–306.
- Butler, S. J., Gillins, S. 2004. Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. *Ibis* 146: 123–130.
- Cobb, S. E. & Watzin M. C. 1998. Trophic interactions between yellow perch (*Perca flavescens*) and their benthic prey in a littoral zone community. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 55: 28–36.
- Danell, K. & Sjöberg, K. 1982. Seasonal and diel changes in the feeding behaviour of some dabbling duck species on a Breeding Lake in Northern Sweden. *Ornis Scandinavica* 13: 129–134.
- Dessborn, L., Elmberg, J. & Englund, G. 2011. Pike predation affects breeding success and habitat selection of ducks. *Freshwater Biology* 56: 579–589.
- DesGranges, J.-L. & Gagnon, C. 1994. Duckling response to changes in the trophic web of acidified lakes. *Hydrobiologia* 279/280: 207–221.
- Diehl, S. 1988. Efficiency of three freshwater fishes: Effects of structural complexity and light. *Oikos* 53: 207–214.
- Diehl, S. 1992. Fish predation and community structure: The role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* 73: 1946–1661.
- Eadie, J. M. & Keast, A. 1982. Do goldeneye and perch compete for food? *Oecologia* 55: 225–230.

- Elmberg, J., Dessborn, L. & Englund, G. 2010. Presence of fish affects lake use and breeding success in ducks. *Hydrobiologia* 641: 215–223.
- Estlander, S., Nurminen, L., Olin, M., Vinni, M., Immonen, S., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Horppila, J. & Lehtonen, H. 2010. Diet shifts and food selection of perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in humic lakes of varying water colour. *Journal of Fish Biology* 77: 241–256.
- Eriksson, M. O. G. 1978. Lake selection by goldeneye ducklings in relation to the abundance of food. *Wildfowl* 29: 81–85.
- Eriksson, M. O. G. 1979. Competition between freshwater fish and goldeneyes *Bucephala clangula* (L.) for common prey. *Oecologia* 41: 99–107.
- Eriksson, M. O. G., Henrikson, L., Nilsson, B.-I., Nyman, G., Oscarson, H. G., Stenson, A. E. & Larsson, K. 1980. Predator prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9: 248–249.
- Eriksson, M. O. G. 1983. The role of fish in the selection of lakes by nonpiscivorous ducks: mallard, teal and goldeneye. *Wildfowl* 34: 27–32.
- Giles, N. 1994. Tufted Duck (*Aythya fuligila*) habitat use and brood survival increases after fish removal from gravel pit lakes. *Hydrobiologia* 279/280: 378–392.
- Gilinsky, E. 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology* 65: 455–468.
- Green, A. J. & Elmberg, J. 2014. Ecosystems provided by waterbirds. *Biological Reviews* 89: 105–122.
- Griffiths, R. A. 1986. Feeding niche overlap and food selection in smooth and palmate newts, *Triturus vulgaris* and *T. helveticus*, at a pond in Mid-Wales. *Journal of Animal Ecology* 55: 201–214.
- Gunnarsson, G., Elmberg, J., Sjöberg, K., Pöysä, H. & Nummi, P. 2004. Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1698–1703.
- Haas, K., Köhler, U., Diehl, S., Köhler, P., Dietrich, S., Holler, Jaensch, A., Niedermaier, M. & Vilsmeier, J. 2007. Influence of fish on habitat choice of water birds: a Whole system experiment. *Ecology* 88: 2915–2925.
- Hocutt, G. E. & Dimmick, R. W. 1971. Summer food habits of juvenile wood ducks in East Tennessee. *The Journal of Wildlife Management* 35: 286–292.

- Hornung, J. P. & Foote, A. L. 2006. Aquatic invertebrate responses to fish presence and vegetation complexity in western boreal wetlands, with implications for waterbird productivity. *Wetlands* 26: 1–12.
- Horppila, J., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Karppinen, C., Nyberg, K. & Olin, M. 2000. Seasonal changes in the food composition and relative abundance of perch and roach – a comparison between littoral and pelagial zones of a large lake. *Journal of Fish Biology* 56: 51–27.
- Klečka, J. & Boukal, D. S. 2011. Lazy ecologist's guide to water beetle diversity: Which sampling methods are the best? *Ecological Indicators* 11: 500–508.
- Kloskowski, J., Nieoczym, M., Polak, M. & Pitucha, P. 2010. Habitat selection by breeding waterbirds at ponds with size-structured fish populations. *Naturwissenschaften* 97: 673–682.
- Lammens, E. H. R. R. 1999. The central role of fish in lake restoration and management. *Hydrobiologia* 395/396: 191–198.
- Mauser, D. M., Jarvis, R. L., & Gilmer, D. S. 1994. Survival of radio-marked mallard ducklings in northeastern California. *The Journal of Wildlife Management* 58: 82–87.
- McNicoll, D. K., Bendell, B. E. & Ross, R. K. 1987. Studies of the effects of the acidification on aquatic wildlife in Canada: Waterfowl and trophic relationships in small lakes in northern Ontario. Canadian Wildlife Service Occasional Paper 62.
- Miller, S. A. & Crowl T. A. 2006. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshwater Biology* 51: 85–94.
- Murkin, H. R., Abbott, P. G. & Kadlec, J. A. 1983. A comparison of activity traps and sweep nets for sampling nektonic invertebrates in wetlands. *Freshwater Invertebrate Biology* 2: 99–106.
- Newman, R. M. 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a Review. *Journal of the North American Benthological Society* 10: 89–114.
- Nudds, T. D. & Bolwby, J. N. 1984. Predator–prey size relationships in North American dabbling ducks. *Canadian Journal of Zoology* 62: 2002–2008.

- Nummi, P. 1993. Food-niche relationships of sympatric mallards and green-winged teals. *Canadian Journal of Zoology* 7: 49–55.
- Nummi, P. & Pöysä, H. 1993. Habitat associations of ducks during different phases of the breeding season. *Ecography* 16: 319–328.
- Nummi, P., Pöysä, H., Elmberg & J., Sjöberg, K. 1994. Habitat distribution of the mallard in relation to vegetation structure, food, and population density. *Hydrobiologia* 279/280: 247–252.
- Nummi, P. & Väänänen V.-M. 2001. High overlap in diets of dabbling ducks – an effect on food abundance. *Annales Zoologici Fennici* 38: 123–130.
- Nummi, P., Väänänen, V.-M. & Malinen, J. 2006. Alien grazing: indirect effects of muskrats on invertebrates. *Biological Invasions* 8: 993–999.
- Nummi, P., Väänänen, V.-M., Rask, M., Nyberg, K. & Taskinen, K. 2012. Competitive effects of fish in structurally simple habitats: perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *Aquatic Sciences* 74: 343–350.
- Nummi, P., Paasivaara, A., Suhonen, S. & Pöysä, H. 2013. Wetland use by brood-rearing female ducks in a boreal forest landscape: the importance of food and habitat. *Ibis* 155: 68–79.
- Nyberg, K., Vuorenmaa, J., Tammi, J., Nummi, P., Väänänen, V.-M., Mannio, J. & Rask, M. 2010. Re-establishment of perch in three lakes recovering from acidification: Rapid growth associated with abundant food resources. *Boreal Environment Research* 15: 480–490.
- Orthmeyer, D. L., & Ball, I. J. 1990. Survival of mallard broods on Benton lake national wildlife refuge in northcentral Montana. *The Journal of Wildlife Management* 54: 62–66.
- Paasivaara, A. & Pöysä, H. 2004. Mortality of common goldeneye (*Bucephala glangula*) broods in relation to predation risk by northern pike (*Esox lucius*). *Annales Zoologici Fennici* 41: 513–523.
- Perret, N., G. 1962. The spring and summer foods of the common mallard (*Anas platyrhynchos* L.) in south central Manitoba. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada.

- Pierce, C., L. & Hindrichs, B., D. 1997. Response of littoral invertebrates to reduction of fish density: Simultaneous experiments in ponds with different fish assemblages. *Freshwater Biology* 37: 397–408.
- Pöysä, H. 1986. Foraging niche shifts in multispecies dabbling duck (*Anas* spp.) feeding groups: Harmful and beneficial interactions between species. *Ornis Scandinavia* 17: 333–346.
- Pöysä, H., Rask, M. & Nummi, P. 1994. Acidification and ecological interactions at higher trophic levels in small forest lakes: the perch and the common goldeneye. *Annales Zoologici Fennici* 31: 317–404.
- Pöysä, H. & Virtanen, J. 1994. Habitat selection and survival of common goldeneye (*Bucephala clangula*) broods – preliminary results. *Hydrobiologia* 279(280): 289–296.
- Raitaniemi J., Rask M. & Vuorinen P., J. 1988. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. *Annales Zoologici Fennici* 25: 209–219.
- Ranta E., Rita H. & Kouki J. 2005. *Biometria. Tilastotiedettä ekologeille.* Yliopistopaino s.569.
- Rask, M. 1992. Changes in the density, population structure, growth and reproduction of perch, *Perca fluviatilis* L. in two acidic forest lakes in southern Finland. *Environmental Pollution* 78: 121–125.
- Rask M., Mannio J., Forsius M., Posch M. & Vuorinen P. J. 1995. How many fish populations in Finland are affected by acid precipitation. *Environmental Biology of Fishes* 42: 51–63.
- Rask, M., Pöysä, H., Nummi, P. & Karppinen, C. 2001. Recovery of the perch (*Perca fluviatilis*) in acidified lake and subsequent responses in macroinvertebrates and the goldeneye (*Bucephala clangula*). *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1367–1372.
- Return of Rural Wetlands, Kotiseutukosteikko. [verkkodokumentti]. Suomen riistakeskus. Saatavissa: <http://kosteikko.fi/wp-content/uploads/sites/2/2013/04/Yleisesite.pdf> [viitattu 30.1.2014].
- Rotella, J. J., & Ratti, J. T. 1992. Mallard brood survival and wetland habitat conditions in southwestern Manitoba. *The Journal of Wildlife Management* 56: 499–507.

- Sayler, R. D. & Willms, M. A. 1997. Brood ecology of mallards and gadwalls nesting on islands in large reservoirs. *The Journal of Wildlife Management* 61: 808–815.
- Schriver, P., Bøgestrand, J., Jeppesen, E. & Søndergaard, M. 1995. Impact of submerged macrophytes on fish–zooplankton–phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33: 255–270.
- Solman, V. 1945. The ecological relations of pike, *Esox lucius*, L., and waterfowl. *Ecology* 26: 157–170.
- Talent, L. G., Jarvis, R. L., & Krapu, G. L. 1983. Survival of mallard broods in south-central North Dakota. *The Condor* 85: 74–78.
- Tammi, J., Appelberg, M., Beier, U., Hesthagen, T., Lappalainen & A., Rask, M. 2003. Fish status survey of nordic lakes: Effect of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32: 98–105.
- Tátrai, I., Oláh, J., Paulovits, G., Mátyás K., Kawiecka, B. J., Józsa, V. & Pekár, F. 1997. Biomass dependent interactions in pond ecosystems: responses of lower trophic levels to fish manipulations. *Hydrobiologia* 345: 117–129.
- Zimmer K. D., Hanson M. A., Butler M. G. & Duffy W. G. 2001. Size distribution of aquatic invertebrates in two prairie wetlands, with and without fish, with implications for community production. *Freshwater Biology* 46: 1373–1386.
- Tolonen K. & Jaakkola T. 1983. History of lake acidification and air pollution studied in sediments in south Finland. *Annales Botanici Fennici* 20: 57–78.
- Zedler, J. B. 2003. Wetlands at your service: Reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 65–72.
- Vesistöjen happamoituminen. [verkkodokumentti]. Suomen Ympäristökeskus 24.6.2013. Saatavissa: http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi_ja_meri/Vesistojen_kunnostus/Jarvien_kunnostus/Kunnostustarvetta_aiheuttavia_tekijoita/Happamoituminen [viitattu 28.1.2014].
- Väänänen, V.-M., & Nummi, P. 2003. Puolisukeltajasorsien ravinto rehevillä vesillä. *Suomen Riista* 49: 7–16.

Väänänen, V.-M., Nummi, P., Pöysä, H., Rask, M. & Nyberg, K. 2012. Fish–duck interactions in boreal lakes in Finland as reflected by abundance correlations. *Hydrobiologia* 697: 85–93.